

2011
2012

BEDRIJFSECONOMISCHE WETENSCHAPPEN

*master in de toegepaste economische wetenschappen:
handelsingenieur: technologie-, innovatie- en
milieumanagement*

Masterproef

*Op risico-gebaseerde besluitvorming voor
grondwatersanering*

Promotor :
Prof.dr.ir Steven VAN PASSEL

Copromotor :
Mevrouw Tine COMPERNOLLE

Sarah Creemers

*Masterproef voorgedragen tot het bekomen van de graad van master in de toegepaste
economische wetenschappen: handelsingenieur, afstudeerrichting technologie-, innovatie-
en milieumanagement*

2011
2012

BEDRIJFSECONOMISCHE WETENSCHAPPEN

*master in de toegepaste economische wetenschappen:
handelsingenieur: technologie-, innovatie- en
milieumanagement*

Masterproef

*Op risico-gebaseerde besluitvorming voor
grondwatersanering*

Promotor :
Prof.dr.ir Steven VAN PASSEL

Copromotor :
Mevrouw Tine COMPERNOLLE

Sarah Creemers

*Masterproef voorgedragen tot het bekomen van de graad van master in de toegepaste
economische wetenschappen: handelsingenieur, afstudeerrichting technologie-, innovatie-
en milieumanagement*

Woord vooraf

Deze masterproef vormt het sluitstuk van mijn opleiding 'Toegepaste economische wetenschappen: Handelsingenieur' aan de Universiteit Hasselt. Mijn interesse voor milieu en gezondheid biedt een verklaring voor de keuze voor het onderwerp '*op risico-gebaseerde besluitvorming voor grondwatersanering*'. Dit onderwerp sluit dan ook perfect aan bij mijn afstudeerrichting technologie-, innovatie- en milieumanagement.

Het schrijven van deze masterproef was een boeiend en leerrijk proces maar kon niet gerealiseerd worden zonder de hulp, de medewerking en het advies van bepaalde personen. Daarom wens ik nu van de gelegenheid gebruik te maken om een woordje van dank te richten aan deze mensen.

Vooreerst wens ik mijn promotor Prof.dr.ir. Steven Van Passel te danken voor het aanbrengen van het onderwerp en het opnemen van het promotorschap van mijn masterproef.

Daarnaast gaat mijn bijzondere dank uit naar mijn copromotor, mevr. Tine Compernelle. Zij heeft mij dan ook zeer goed begeleid bij het schrijven van deze masterproef en stond steeds klaar om een gepast antwoord te bieden op mijn vele vragen. Mede door haar doeltreffende begeleiding en deskundig advies is het gelukt deze masterproef af te ronden.

Voorts wens ik de heer Dirk Dubin van Ford Genk te danken om mij te voorzien van de nodige cijfergegevens. Ook zou ik de heren Jan Van Schaeren en Evert Vermaut van Ecorem in Aartselaar willen bedanken. Zij stelden me het computerprogramma Vlier-Humaan ter beschikking en waren steeds bereid me hierin bij te staan en verder te helpen.

Ten slotte wens ik mijn ouders te danken voor hun steun en om mij de mogelijkheid te hebben gegeven deze universitaire studies te kunnen volgen. Ook dank ik mijn zus die steeds voor me klaar stond. Alsook zou ik graag mijn vrienden, vriendinnen, klas- en kotgenoten danken voor hun steun tijdens mijn hele studieloopbaan. Zij hebben van mijn studententijd een onvergetelijke tijd gemaakt.

Sarah Creemers
Mei, 2012

Samenvatting

Grondwater is van essentieel belang voor mensen, dieren en ecosystemen omwille van zijn betrouwbaarheid en zuiverheid. Zo wordt grondwater in de meeste delen van de wereld hoofdzakelijk ingezet als bron voor watervoorziening. Het probleem is echter dat het zuivere grondwater erg kwetsbaar is voor verontreiniging veroorzaakt door menselijke activiteiten. Dit verontreinigde grondwater kan risico's voor de menselijke gezondheid met zich meebrengen. Om deze risico's te voorkomen, dient het verontreinigde grondwater gesaneerd te worden. Bij het nemen van beslissingen omtrent de sanering van grondwater moet er rekening gehouden worden met technische, economische en sociale belangen.

Er bestaan verschillende technieken voor het saneren van grondwater, zoals fyto-remediatie, natuurlijke attenuatie en pump & treat. Om te beslissen welk grondwatersaneringsalternatief economisch gezien het best toegepast wordt voor een bepaalde site volstaat het niet om enkel de kosten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven af te wegen. Er moet ook rekening gehouden worden met het gezondheidsrisico voor mensen ten gevolge van het verontreinigd grondwater. Deze op risico-gebaseerde besluitvorming wordt steeds vaker toegepast. Bedoeling van deze besluitvormingsmethode is om saneringskosten en vermeden gezondheidskosten, waarbij ook rekening wordt gehouden met het blootstellingsrisico, te vergelijken. Doel is na te gaan of fyto-remediatie economisch gezien de beste saneringsoptie is in vergelijking met natuurlijke attenuatie en pump & treat.

De concentraties van de verontreiniging voor de drie grondwatersaneringstechnieken worden verkregen door het opstellen en ontwikkelen van een grondwatermodel. Om de vermeden gezondheidskosten te kunnen bepalen, is het nodig het verbeteringseffect van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven te kennen. De risico-index wordt gebruikt voor het kwantificeren van dit verbeteringseffect. De risico-index geeft aan hoeveel extra leukemiegevallen van het aantal blootgestelde werknemers er bij een bepaalde concentratie zullen optreden. Voorliggende masterproef bepaalt deze risico-index op twee manieren. Ten eerste wordt het softwareprogramma Vlier-Humaan gehanteerd. Ten tweede wordt de risico-index zelf berekend aan de hand van een formule die gebaseerd is op drinkwaternormen. Hierbij wordt een dosis-effectrelatie opgesteld voor het kwantificeren van de verhouding tussen een eenheid verontreiniging en een eenheid impact op de menselijke gezondheid. Zo zal een afname in verontreinigingsconcentratie een lager gezondheidsrisico met zich meebrengen wat zal leiden tot een vermindering aan gezondheidskosten. De vermeden gezondheidskosten worden beschouwd als de baat van het grondwatersaneringsalternatief. De netto baat van een saneringstechniek komt overeen met het verschil tussen de vermeden gezondheidskosten en de saneringskosten. Het saneringsalternatief met de hoogste netto baat is geprefereerd.

De economische op risico-gebaseerde besluitvorming voor de sanering van grondwater wordt in deze masterproef toegepast aan de hand van een kosten-effectiviteitsanalyse en aan de hand van twee kosten-batenanalyses. De kosten-effectiviteitsanalyse levert een kost per vermeden DALY op voor de drie grondwatersaneringsalternatieven. DALY is een maatstaf voor het aantal gezonde levensjaren die verloren gaan door een bepaalde ziekte. De saneringstechniek met de laagste kost per vermeden DALY wordt beschouwd als de meest efficiënte techniek. In de eerste kosten-batenanalyse wordt een afweging gemaakt tussen de monetair gewaardeerde DALYs en de saneringskosten. Het aantal DALYs en de economische waarde van één DALY zijn gebaseerd op de studie van Torfs (2003). De tweede kosten-batenanalyse maakt een afweging tussen de saneringskosten en de vermeden gezondheidskosten, rekening houdend met het blootstellingsrisico voor de werknemers. De gezondheidskosten zijn bepaald op basis van de studie van Pacolet et al. (2011). Het grondwatersaneringsalternatief met het hoogste resultaat (d.i. vermeden kosten verminderd met de saneringskosten) zal gekozen worden.

In deze masterproef wordt de economische op risico-gebaseerde besluitvorming voor het saneren van grondwater toegepast op het **Ford Genk** praktijkgeval. Ford Genk heeft halverwege de jaren 1990 op zijn site lekkende ondergrondse brandstoftanks ontdekt. Deze lekkage heeft geleid tot een grondwaterverontreiniging. De verontreiniging bestond hoofdzakelijk uit BTEX-componenten en was verspreid over twee pluimen. Om de uitbreiding van de BTEX-verontreiniging te voorkomen, heeft Ford Genk 275 populieren geplant op het einde van de pluimzone en in de kern van de verontreiniging werd een pompinstallatie geplaatst. Het aanpakken van deze BTEX-verontreiniging was voor Ford Genk een vereiste omdat een blootstelling aan BTEX nadelige effecten oplevert voor de menselijke gezondheid van de werknemers. Deze masterproef gaat na of fytoremediatie economisch gezien de efficiëntste saneringstechniek was voor Ford Genk in de pluimzone indien rekening wordt gehouden met het blootstellingsrisico voor de werknemers.

Op basis van een **kosten-effectiviteitsanalyse** kan geconcludeerd worden dat natuurlijke attenuatie de beste keuze zou zijn geweest voor Ford Genk voor het aanpakken van de verontreiniging in de pluimzone. Bij deze kosten-effectiviteitsanalyse wordt het aantal DALYs voor leukemie gebruikt om tot een kost per vermeden DALY te komen. Ondanks het feit dat werknemers blootgesteld werden aan benzeen, had Ford Genk zowel na een periode van vijf jaar, na een periode van tien jaar, na een periode van vijftien jaar als na een periode van twintig jaar economisch gezien beter gekozen voor natuurlijke attenuatie in plaats van fytoremediatie in de pluimzone. Deze conclusie geldt zowel voor de analyse met een risico-index op basis van Vlier-Humaan als met een risico-index op basis van de risicowaarden in drinkwater. Ook de grootte van de discontovoet (5% of 3%) speelt geen rol.

De conclusies van de **eerste kosten-batenanalyse** verschillen voor de twee methoden waarop de risico-index berekend wordt. Bij deze kosten-batenanalyse worden de monetair gewaardeerde

DALYs beschouwd als de vermeden kosten. Deze vermeden kosten worden vervolgens vergeleken met de saneringskosten van de drie saneringsalternatieven. Zo kan op basis van de eerste kosten-batenanalyse geconcludeerd worden dat natuurlijke attenuatie de beste keuze zou zijn geweest voor Ford Genk voor het aanpakken van de verontreiniging in de pluimzone indien de risico-index bepaald wordt aan de hand van Vlier-Humaan. De conclusies voor de analyse met een risico-index op basis van de risicowaarden in drinkwater zijn minder eenduidig. De resultaten verschillen naargelang de tijdsperioden die in beschouwing worden genomen. Indien gekeken wordt naar een periode van vijf jaar, had Ford Genk economisch gezien het best geopteerd voor pump & treat in de pluimzone. Ford Genk zou economisch gezien het best fyto-remediatie toegepast hebben in de pluimzone indien een periode van tien of vijftien jaar in rekening wordt gebracht. Voor een periode van twintig jaar zou natuurlijke attenuatie in de pluimzone vanuit economisch standpunt de beste optie geweest zijn. De conclusies zijn onafhankelijk van de toegepaste discontovoet (5% of 3%).

Op basis van de **tweede kosten-batenanalyse** kan geconcludeerd worden dat Ford Genk economisch gezien het best kiest voor het grondwatersaneringsalternatief dat het hoogste resultaat oplevert. Bij deze kosten-batenanalyse worden de vermeden gezondheidskosten beschouwd als de baten. Deze baten, bepaald op basis van de studie van Pacolet et al. (2011), worden uiteindelijk vergeleken met de saneringskosten van de drie saneringsalternatieven om zo tot een netto baat te komen. Zowel na een periode van vijf jaar, na een periode van tien jaar, na een periode van vijftien jaar als na een periode van twintig jaar wordt natuurlijke attenuatie voor het Ford Genk praktijkgeval in de pluimzone beschouwd als de meest efficiënte saneringstechniek. Deze conclusie geldt zowel voor de analyse met een risico-index op basis van Vlier-Humaan als met een risico-index op basis van de risicowaarden in drinkwater. Ook de grootte van de discontovoet (5% of 3%) speelt geen rol.

Inhoudsopgave

Woord vooraf	i
Samenvatting	iii
Inhoudsopgave	vii
Lijst van figuren	xi
Lijst van tabellen.....	xii
Begrippenlijst.....	xv
Lijst van gebruikte afkortingen	xvii
Hoofdstuk 1: Probleemstelling	1
Deel 1: Probleemstelling	1
Deel 2: Situatieschets	2
Deel 3: Onderzoeksvragen	4
1. Centrale onderzoeksvraag.....	4
2. Deelvragen	4
Deel 4: Onderzoeksopzet	5
Hoofdstuk 2: Literatuurstudie	7
Deel 1: Technische aspecten	7
1. Verontreiniging.....	7
1.1. BTEX	7
1.1.1. Benzeen	7
1.1.2. Toluene	8
1.1.3. Ethylbenzeen	8
1.1.4. Xyleen.....	9
1.2. Leukemie	9
1.2.1. Incidentie	9
1.2.2. Prevalentie.....	11
1.2.3. Acute myeloïde leukemie (AML).....	12
1.2.4. Behandelingen.....	12
2. Saneren	14
2.1. Inleiding.....	14
2.2. Wetgeving	14

2.3. Bodemonderzoek.....	15
2.3.1. Verkennend bodemonderzoek	15
2.3.2. Oriënterend bodemonderzoek.....	15
2.3.3. Beschrijvend bodemonderzoek	16
2.4. Risico-evaluatie.....	17
2.4.1. Doel.....	17
2.4.2. Methode	18
2.4.3. Resultaat	20
2.4.4. Vlier-Humaan	21
2.5. Types sanering.....	22
2.5.1. Natuurlijke attenuatie.....	23
2.5.2. Pump & treat.....	23
2.5.3. Fytoremediatie	25
Deel 2: Economische aspecten	27
1. Inleiding	27
2. DALY	28
2.1. Torfs, 2003.....	29
2.1.1. YLL (verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte)	30
2.1.2. YLD (levensjaren geleefd met een ziekte)	31
2.1.3. Resultaten	31
2.1.4. Waardering van DALYs	32
2.2. Crettaz et al., 2002	34
2.2.1. YLL (verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte)	34
2.2.2. YLD (levensjaren geleefd met een ziekte)	34
2.2.3. Resultaten	35
2.2.4. Waardering van DALYs	36
2.3. National Cancer Institute, 2011.....	36
2.3.1. YLL (verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte)	36
2.3.2. YLD (levensjaren geleefd met een ziekte)	37
2.3.3. Resultaten	38
2.3.4. Waardering van DALYs	38
2.4. World Health Organization, 2004a	38
2.4.1. YLL (verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte)	39
2.4.2. YLD (levensjaren geleefd met een ziekte)	39
2.4.3. Resultaten	39
2.4.4. Waardering van DALYs	41
2.5. Van Wezel et al., 2007	41
2.6. De Smedt et al., 2008.....	42
2.7. Overzicht.....	42
2.7.1. Bespreking resultaten literatuur.....	44

3. Bepalen van gezondheidskosten a.d.h.v. studie Pacolet et al. (2011)	46
3.1. Kosten van leukemie vanuit het standpunt van de Belgische gemeenschap	47
3.2. Kosten van leukemie vanuit het standpunt van de Belgische patiënt	49
3.2.1. Medische kosten	49
3.2.2. Niet-medische kosten	57
3.3. Conclusie	60
3.3.1. Totale netto incrementele eigen bijdrage	60
3.3.2. Totale gezondheidskosten	61
Hoofdstuk 3: Praktijkprobleem	65
Deel 1: Inleiding	65
Deel 2: Bespreking gegevens	65
Hoofdstuk 4: Economische analyses	69
Deel 1: Overzicht gegevens	69
1. Kosten van grondwatersaneringsalternatieven	69
1.1. Natuurlijke attenuatie	69
1.2. Pump & treat	70
1.3. Fytoremediatie	71
1.4. Overzicht	72
2. Risico-index	73
2.1. Risicowaarden benzeen in drinkwater	74
2.2. Vlier-Humaan	76
2.2.1. Algemeen	76
2.2.2. Specifiek voor het Ford Genk praktijkgeval	77
3. Conclusie	80
Deel 2: Kosten-effectiviteitsanalyse: kost per vermeden DALY (pluimzone)	83
1. Uitwerking	84
2. Resultaten met RI op basis van risicowaarden benzeen in drinkwater	84
3. Resultaten met RI op basis van Vlier-Humaan	87
Deel 3: Kosten-batenanalyse 1: afweging gewaardeerde DALYs en saneringskosten (pluimzone)	88
1. Uitwerking	88
2. Resultaten met RI op basis van risicowaarden benzeen in drinkwater	89
3. Resultaten met RI op basis van Vlier-Humaan	92

Deel 4: Kosten-batenanalyse 2: afweging gezondheidskosten en saneringskosten (pluimzone)	93
1. Uitwerking	93
2. Resultaten met RI op basis van risicowaarden benzeen in drinkwater	94
3. Resultaten met RI op basis van Vlier-Humaan	96
Deel 5: Economische analyse kernzone	97
Hoofdstuk 5: Conclusies en aanbevelingen.....	101
Deel 1: Algemeen	101
Deel 2: Mogelijkheden voor verder onderzoek	105
Lijst van geraadpleegde werken.....	107
Bijlagen	117

Lijst van figuren

Figuur 1: De tien meest voorkomende soorten kanker bij mannen, België	10
Figuur 2: De tien meest voorkomende soorten kanker bij vrouwen, België	11
Figuur 3: Werking conventionele pump & treat.....	24
Figuur 4: Person-Years of life lost due to cancer, all races both sexes, 2007	36
Figuur 5: Average years of life lost per person dying of cancer, all races both sexes, 2007	37
Figuur 6: YLL, YLD en DALYs per region, 2004	40
Figuur 7: Schematische voorstelling gezondheidskosten	47
Figuur 8: Kosten van kanker terugbetaald door de ziekteverzekering in België, 2006	48
Figuur 9: Netto eigen bijdrage voor leukemie en steekproef in euro per maand, in België.....	53
Figuur 10: Voorstelling grondwatersaneringsalternatieven Ford Genk.....	67
Figuur 11: Concentratieverloop BTEX voor de verschillende saneringsalternatieven (in mg/l)	68
Figuur 12: Grafiek kosten-effectiviteitsanalyse	86
Figuur 13: Grafiek kosten-batenanalyse 1	91
Figuur 14: Grafiek kosten-batenanalyse 2	95

Lijst van tabellen

Tabel 1: Risicowaarden benzeen in drinkwater	8
Tabel 2: Overzicht blootstellingsroutes.....	22
Tabel 3: Overzicht saneringstechnieken bodemsaneringsprojecten, toestand 01-01-2010.....	24
Tabel 4: Verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte in Vlaanderen, situatie 1997.....	30
Tabel 5: Overzicht van de totale DALYs in Vlaanderen.....	32
Tabel 6: Totale externe gezondheidskost.....	33
Tabel 7: De gemiddelde externe gezondheidskost per verloren gezond levensjaar	33
Tabel 8: DALY per getroffen persoon voor verschillende kankertypes	35
Tabel 9: Burden of disease (European countries grouped by income per capital, 2004)	40
Tabel 10: Overzicht literatuur DALYs.....	42
Tabel 11: Overzicht monetaire waardering DALY	43
Tabel 12: Kosten vanuit standpunt RIZIV in euro per behandelde patiënt over 27 maanden	48
Tabel 13: Overzicht aantal in steekproef voor acute fase	50
Tabel 14: Overzicht aantal in steekproef voor chronische fase.....	51
Tabel 15: Aantal personen in controlegroep en steekproef voor acute en chronische fase	51
Tabel 16: Gemiddelde maandelijkse netto medische kost in prediagnostische en acute fase	52
Tabel 17: Gemiddelde maandelijkse netto medische kost in chronische fase	53
Tabel 18: Totale netto eigen bijdrage voor steekproef en controlegroep in België (in euro)	54
Tabel 19: Totale netto eigen bijdrage voor steekproef en controlegroep in Vlaanderen (in euro).....	55
Tabel 20: Maandelijkse incrementele kost van kanker van de CM-leden (data 2008-2009)	56
Tabel 21: Overzicht aantal in steekproef	58
Tabel 22: Overzicht maandelijkse niet-medische kosten van de steekproef.....	59
Tabel 23: Totale netto incrementele eigen bijdrage leukemiepatiënten en controlegroep (in euro)	61
Tabel 24: Overzicht gezondheidskosten leukemie in België en Vlaanderen, uitgedrukt in euro.....	62
Tabel 25: Overzicht verdisconteerde gezondheidskost per patiënt	63
Tabel 26: Overzicht gesimuleerde concentraties BTEX in pluimzone (in mg/l)	66
Tabel 27: Kosten natuurlijke attenuatie, uitgedrukt in euro, $r=5\%$	70
Tabel 28: Kosten pump & treat, uitgedrukt in euro, $r=5\%$	71
Tabel 29: Kosten fytoremediatie, uitgedrukt in euro, $r=5\%$	72
Tabel 30: Overzicht verdisconteerde kosten per grondwatersaneringsalternatief (in euro)	73
Tabel 31: Risico-index op basis van risicowaarden drinkwater	75
Tabel 32: Normtoetsing TDI, in pluimzone.....	78
Tabel 33: Normtoetsing TCL buitenlucht, in pluimzone	79
Tabel 34: Normtoetsing TDI, in kernzone	80
Tabel 35: Overzicht cijfers voor economische analyses.....	81
Tabel 36: Kost per vermeden DALY in pluimzone met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater	85
Tabel 37: Kost per vermeden DALY in pluimzone met RI o.b.v. Vlier-Humaan, $r=5\%$	87

Tabel 38: Kosten-baten analyse 1 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater, in euro.....	89
Tabel 39: Kosten-baten analyse 1 met RI o.b.v. Vlier-Humaan, in euro.....	92
Tabel 40: Kosten-baten analyse 2 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater, in euro.....	94
Tabel 41: Kosten-baten analyse 2 met RI o.b.v. Vlier-Humaan, in euro.....	96
Tabel 42: Kosten-effectiviteitsanalyse en kosten-batenanalyse 1 in kernzone, r=5%.....	98
Tabel 43: Kosten-batenanalyse 2 in kernzone, r=5%.....	99
Tabel 44: Overzicht aanbevelingen Ford Genk voor saneren pluimzone.....	102
Tabel 45: Samenstelling van de eigen bijdrage in België, in alle fasen.....	118
Tabel 46: Overzicht opgenomen kostenposten in de studie.....	119
Tabel 47: Overzicht verdisconteerde gezondheidskost per patiënt (r=3%).....	121
Tabel 48: Kosten natuurlijke attenuatie, uitgedrukt in euro, r=3%.....	122
Tabel 49: Kosten pump & treat, uitgedrukt in euro, r=3%.....	122
Tabel 50: Kosten fytoremediatie, uitgedrukt in euro, r=3%.....	123
Tabel 51: Verdisconteerde kosten per grondwatersaneringsalternatief, in euro met r=3%.....	124
Tabel 52: Kost per vermeden DALY, r=3%.....	125
Tabel 53: Kosten-baten analyse 1 met waardering van DALYs, r=3%.....	126
Tabel 54: Kosten-baten analyse 2 met waardering van gezondheidseffecten, r=3%.....	127
Tabel 55: Kosten-effectiviteitsanalyse en kosten-batenanalyse 1 in kernzone, r=3%.....	128
Tabel 56: Kosten-batenanalyse 2 in kernzone, r=3%.....	128
Tabel 57: Kosten-effectiviteitsanalyse met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater.....	129
Tabel 58: Kosten-baten analyse 1 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater.....	131
Tabel 59: Kosten-batenanalyse 2 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater.....	133

Begrippenlijst

Disability adjusted life years

Het aantal gezonde levensjaren die verloren gaan door het hebben van een bepaalde ziekte (Torfs, 2003).

D-medicatie

Dit is de medicatie die niet terugbetaald wordt. Voorbeelden hiervan zijn pijnstillers, kalmeringsmiddelen, slaapmedicatie, vitaminen, enz. (Pacolet et al., 2011).

Incidentie

Het aantal nieuwe gevallen van een ziekte per tijdseenheid (Pacolet et al., 2011).

Incrementele kost

Meerkost veroorzaakt door het hebben van een bepaalde ziekte. Dit wordt berekend door de kosten van de controlegroep zonder kanker af te trekken van de medische kosten van de steekproef met kanker (Pacolet et al., 2011).

Maximumfactuur

Een instrument dat geldt als een financiële beschermingsmaatregel en dat de remgelden voor gezinnen tot een plafondbedrag beperkt (Pacolet et al., 2011).

Monitoringkost

De kost die gepaard gaat met het nemen van stalen voor het controleren van de kwaliteit van het grondwater (Compernelle et al, z.d.).

Morbiditeit

De jaren die geleefd worden met een bepaalde ziekte (Crettaz et al., 2002).

Niet-geconventioneerde arts

Deze arts volgt de tarievenovereenkomst niet en kan zelf zijn ereloon vastleggen (Pacolet et al., 2011).

Out-of-pocket kosten = residukosten

Kosten die door de patiënt zelf betaald moeten worden nadat het bedrag verminderd werd met de diverse tegemoetkomingen (Pacolet et al., 2011).

PM₁₀

Deeltjes fijn stof met een aerodynamische diameter kleiner dan 10 micrometer, PM = *particulate matter* (U.S. EPA, 2012).

Polariteit

De ladingen in een molecule zijn gescheiden doordat er twee atomen zijn met een verschillende elektronegatieve waarde. Hierdoor kan het ene atoom de elektronen beter aantrekken. Een polaire verbinding is een chemische verbinding waarin de elektronen zodanig verdeeld zijn dat de kern van de negatieve ladingen niet samenvalt met de kern van de positieve ladingen (Viaene, 2006).

Prevalentie

Geeft aan hoeveel mensen op een bepaald moment aan een ziekte lijden (Pacolet et al., 2011).

Remgeld

Het gedeelte van de totale kostprijs dat ten laste valt van de patiënt (Pacolet et al., 2011).

Lijst van gebruikte afkortingen

AB	Achtergrondblootstelling
AML	Acute myeloïde leukemie
BTEX	Benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen
CPLS	Cost per life saved
DALY	Disability adjusted life years
EPA	Environmental protection agency
FYTO	Fytoremediatie
HIVA	Hoger instituut van de arbeid
MAF	Maximumfactuur
NA	Natuurlijke attenuatie
NOAEL	No observed adverse effect level
OVAM	Openbare afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest
P&T	Pump & treat
PYLL	Person-years of life lost
r	Discontovoet
RI	Risico-index
RIZIV	Rijksinstituut voor ziekte- en invaliditeitsverzekering
TCL	Toelaatbaar concentratie level
TDI	Toelaatbare dagelijkse inname
VITO	Vlaamse instelling voor technologisch onderzoek
VLK	Vlaamse liga tegen kanker
VSL	Value of a statistical life
WHO	World health organization
YLD	Years lived with a disability
YLL	Years of life lost

Hoofdstuk 1: Probleemstelling

Deel 1: Probleemstelling

Twee derde van al het zoet water op aarde is opgeslagen als sneeuw en ijs in de polaire ijskappen. De helft van het overige zoetwater bevindt zich onder de grond. Dit water sijpelt zachtjes door de kleine poriën en fracturen in het gesteente, dat deel uitmaakt van de aardkorst. Dit water wordt grondwater genoemd. In veel landen van de wereld wordt grondwater voornamelijk gebruikt als bron voor watervoorziening. Mensen hebben zoet water ook nodig voor hun persoonlijke hygiëne en voor voedselvoorziening. Er kan met andere woorden gezegd worden dat zoet water van onmisbaar belang is voor de mens. Grondwater is erg belangrijk omwille van zijn betrouwbaarheid en zuiverheid. De waarde van grondwater wordt vaak onderschat, verkeerd begrepen of zelfs helemaal vergeten. Dit komt omdat grondwater diep onder de grond verscholen kan zitten en daardoor niet onmiddellijk zichtbaar is (Hardisty & Özdemiroglu, 2005).

Grondwater is kwetsbaar en kan verontreinigd worden door vele menselijke activiteiten. Zo kunnen mensen door de watersystemen slecht te beheren er voor zorgen dat de waarde van de ecologische functie van deze systemen achteruit gaat. Met ecologische functie wordt het behoud en de verrijking van de biodiversiteit bedoeld. In veel delen van de wereld wordt water gebruikt voor minder waardevolle doeleinden, neemt de kwaliteit van het water steeds meer af, worden grondwaterbekkens over-geëxploiteerd en wordt het plaatsvinden van overstromingen en perioden van droogte steeds belangrijker in het bestaan van de mens (Koehler, 2008 & Young, 2005).

Eens het grondwater verontreinigd is, is het technisch erg moeilijk, tamelijk duur en erg tijdsintensief om het te zuiveren. Verontreiniging is direct gerelateerd aan de industriële groei, wat er voor gezorgd heeft dat verontreiniging een erg hedendaags thema is geworden. De laatste jaren is de bevolking steeds meer geïnteresseerd in de impact van bodem- en grondwaterverontreiniging op het milieu en op de menselijke gezondheid. Mensen zijn bezorgd over de algemene publieke gezondheid. Zo kan verontreinigd grondwater risico's met zich meebrengen voor de menselijke gezondheid. Risico wordt gezien als de kans dat in specifieke omstandigheden een stof of een situatie schade veroorzaakt. Risico bestaat uit twee componenten, namelijk de kans op blootstelling en het gevolg van blootstelling. Deze twee componenten worden uiteindelijk vermenigvuldigd om tot een risico te komen. Hierbij moet niet enkel gekeken worden naar de huidige situatie maar dient er ook rekening te worden gehouden met de kans op mogelijke veranderingen in de toekomst (Bardos et al., 2001 & Symanski et al., 2009).

De drinkwaterkwaliteit verslechtert bijvoorbeeld als de productie ervan vertrekt van verontreinigd grondwater. Dit kan dan leiden tot een verhoogd kankerrisico bij mensen. Om te bepalen of er maatregelen genomen moeten worden om de verontreiniging en de daarbij horende

gezondheidsrisico's voor mensen aan te pakken, is het van belang deze gezondheidsrisico's te kwantificeren. Het monetair waarderen van gezondheidsrisico's is echter niet zo evident. Dit omwille van beperkte en twijfelachtige observatiegegevens, onvolledige blootstellingsbeoordelingen, en/of onvolledige toxicologische gegevens van bepaalde chemicaliën (Hardisty & Özdemiroglu, 2005).

Er bestaan verschillende alternatieven voor de sanering van grondwater. Voorbeelden hiervan zijn pump & treat, fyto-remediatie, bioremediatie of in situ chemische oxidatie. Fyto-remediatie is het gebruik van planten en bacteriën om de verontreinigende stoffen uit de bodem te halen. Bij bioremediatie wordt gebruik gemaakt van een aantal micro-organismen die in staat zijn om contaminanten in de bodem af te breken. Deze micro-organismen kunnen worden toegevoegd of kunnen al in de bodem aanwezig zijn. Het injecteren van een oxidatiemiddel in de bodem zorgt bij in-situ chemische oxidatie voor het afbreken van polluenten, verontreinigende stoffen (Goovaerts et al., 2007). Natuurlijke attenuatie is ook een mogelijke oplossing. Dit is een natuurlijk proces in bodem en grondwater waarbij de massa, de toxiciteit, de mobiliteit, het volume of de concentratie van de polluenten afnemen zonder menselijke tussenkomst (EMIS, 2009 & EPA, 2001c).

Om te beslissen welk grondwatersaneringsalternatief optimaal is bij een bepaalde grondwaterverontreiniging, wordt meestal gebruik gemaakt van een kosten-effectiviteitsanalyse of een kosten-batenanalyse. Nadeel bij deze analyses is dat ze allebei geen rekening houden met het risico waaraan mensen blootgesteld worden door de verontreiniging. Dit risico kan veroorzaakt worden door directe inname van leidingwater, door inademing en/of door contact met de huid. Om ook rekening te houden met humane gezondheidsrisico's bij het bepalen van de meest efficiënte en effectieve grondwatersaneringstechniek kan het op risico-gebaseerde besluitvormingsproces toegepast worden (Lemming et al., 2010 en Khadam & Kaluarachchi, 2003).

Deel 2: Situatieschets

Ford Genk heeft halverwege de jaren 1990 lekkende ondergrondse brandstoftanks ontdekt. De lekkende brandstoftanks zijn ontdekt omdat er een onaangename geur was waargenomen. In het rapport betreffende het bodemsaneringsproject is te lezen dat de verontreiniging zich vooral in het grondwater bevond. Dit kan verklaard worden doordat er enkel hoge concentraties van de polluenten gevonden zijn op een diepte van vier tot vijf meter (Ford Genk, 1998).

Het lek heeft geleid tot verontreinigd grondwater, verspreid over twee pluimen met een lengte van 500 meter. De verontreiniging bestond voornamelijk uit BTEX-componenten, de voornaamste bestanddelen van petroleumderivaten. BTEX staat voor benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen. Een BTEX-verontreiniging kan gepaard gaan met risico's voor de menselijke gezondheid (López et

al., 2008). Zo hebben experimentele studies van Budavari et al. (2001) uitgewezen dat een acute blootstelling aan BTEX giftig is voor proefdieren. Verder tonen de studies van Budavari et al. (2001) aan dat een lange-termijn gastro-intestinale en respiratoire blootstelling aan BTEX bij muizen en ratten leverkanker en leukemie veroorzaakt. Het gastro-intestinale systeem wordt ook het maag- en darmstelsel genoemd en zorgt voor de vertering van het voedsel bij de mens en bij de meeste andere zoogdieren. Respiratoire blootstelling betekent blootstelling via ademhaling (Ezendam et al., 2007). Het inademen van benzeen en toluen kan zorgen voor irritatie aan de luchtwegen en neurologische afwijkingen bij mensen. Als mensen langdurig worden blootgesteld aan toluen kan hun centrale zenuwstelsel verstoord worden (Waldner & Clark, 2009). De BTEX-componenten zijn polair, net zoals water, waardoor het mogelijk is dat deze componenten in het grondwater terechtkomen (López et al., 2008).

Na het vaststellen van de verontreiniging heeft Ford Genk een bodemsaneringsdeskundige aangesteld voor het opmaken van een rapport betreffende het bodemsaneringsproject. Bij dit bodemsaneringsproject waren zowel Ford Genk als Dr. W. Puetz (een bodemsaneringsdeskundige), *Vlaamse instelling voor technologisch onderzoek* (VITO) en *Het Centrum voor Milieukunde* van de Universiteit Hasselt betrokken. Het belangrijkste bij deze grondwatersanering was er voor te zorgen dat de verontreiniging zich niet verder zou uitbreiden. Daarom heeft Ford Genk in samenspraak met Dr. W. Puetz, VITO en *Het Centrum voor Milieukunde* van de Universiteit Hasselt, na het afwegen van de verschillende relevante technieken voor het behandelen van de verontreiniging, besloten om 275 populieren te planten om zo de uitbreiding van de BTEX-verontreiniging te voorkomen. Deze populieren bezetten een oppervlakte van 10.500m² en zijn 500 meter van de verontreinigingskern verwijderd. De 275 bomen werden in rijen loodrecht ten opzichte van de grondwaterstroomrichting geplaatst. Voor de kernzone werd geopteerd voor het pump & treat-saneringssysteem, aangezien de concentraties verontreiniging hier duizend maal groter waren dan de concentraties verontreiniging in de pluimzone (Compennolle et al., z.d. & Ford Genk, 1998).

Fytoremediatie is het gebruik van planten en bacteriën, om verontreinigende stoffen af te breken. Ford Genk paste deze methode toe door op het einde van de verontreinigde pluimen populieren te plaatsen om zo de uitbreiding van de verontreiniging te voorkomen. In de USA zijn er verschillende succesvolle voorbeelden van fytoremediatie met populieren bekend. Zo zijn er in Clackamas, Oregon, in 1998 populieren geplaatst om het met VOC verontreinigd grondwater te saneren. VOC staat voor '*volatile organic compounds*'. VOC's zijn een grote groep koolstof bevattende chemicaliën die gemakkelijk verdampen op kamertemperatuur. Onderzoek in 2002 heeft uitgewezen dat de populieren wel degelijk de VOC's uit het grondwater verwijderden (U.S. EPA, 2011 en Chappell, 1997). Populieren zijn uitermate geschikt voor fytoremediatie omdat ze met hun diepe wortels veel water kunnen opnemen. Ze produceren ook een grote hoeveelheid biomassa en groeien erg snel. Voor Ford Genk was het planten van populieren een goede oplossing omdat de

bacteriën rond de wortels veel water opnemen. Daardoor konden ze de uitbreiding van de verontreiniging tegengaan en de afname ervan stimuleren. De BTEX-verontreiniging wordt door de populieren omgezet in CO₂ en H₂O (Ford Genk, 1998).

Deel 3: Onderzoeksvragen

1. Centrale onderzoeksvraag

Uit de probleemstelling en situatieschets blijkt dat er bij de keuze betreffende de toe te passen grondwatersaneringstechniek bij Ford Genk ook rekening gehouden dient te worden met het risico van de BTEX-verontreiniging. De volgende centrale onderzoeksvraag vormt daarom het uitgangspunt van deze masterproef:

"Welke grondwatersaneringstechniek moet gekozen worden bij het Ford Genk praktijkgeval voor de sanering van het met BTEX verontreinigde grondwater als er gebruik gemaakt wordt van een op risico-gebaseerde besluitvorming?"

Bedoeling is om drie verschillende grondwatersaneringstechnieken met elkaar te vergelijken op basis van een op risico-gebaseerde besluitvorming. Deze drie grondwatersaneringstechnieken zijn natuurlijke attenuatie, pump & treat en fytoremediatie.

2. Deelvragen

Het antwoord op de deelvragen kan het beantwoorden van de centrale onderzoeksvraag vereenvoudigen. De deelvragen in deze masterproef luiden als volgt:

- Uit welke stappen bestaat het bodem- en grondwatersaneringsproces en welke partijen zijn hierbij betrokken?
- Hoe is de bodem- en grondwatersanering wettelijk bepaald?
- Hoe kadert Vlier-Humaan binnen het concept van de bodemsanering?
- Wat is de interpretatie van de risico-index in het Vlier-Humaan model en hoe kan deze risico-index dan gekoppeld worden aan op risico-gebaseerde economische analyses?
- Hoe kan een risico-index bepaald worden?
- Hoe kan een DALY gelinkt worden aan op risico-gebaseerde economische analyses?

- Hoe moeten de medische en niet-medische kosten ten gevolge van een bepaalde ziekte opgenomen worden in de op risico-gebaseerde economische analyses?
- Welke op risico-gebaseerde economische analyses zullen gebruikt worden?
- Hoe kan het gezondheidseffect van de BTEX-verontreiniging opgenomen worden in de economische analyses?

Deel 4: Onderzoeksopzet

Eerst en vooral is het belangrijk een grondige literatuurstudie uit te voeren om zo te weten te komen wat er al verschenen is met betrekking tot dit onderwerp. Verder zal dit literatuuronderzoek ook gebruikt worden om meer achtergrondinformatie te verkrijgen betreffende het onderwerp: *op risico-gebaseerde besluitvorming voor grondwatersanering*. Met de literatuurstudie is het de bedoeling om alle zaken, die uitgewerkt worden in het Ford Genk praktijkgeval wetenschappelijk te kunnen onderbouwen.

Het tweede hoofdstuk omvat dan ook de literatuurstudie en zal bestaan uit twee delen, namelijk een technisch deel en een economisch deel. De technische literatuurstudie zal een algemeen beeld van bodem- en grondwatersanering schetsen. Hiermee worden ook de verschillende saneringstechnieken voor de sanering van bodem en grondwater bedoeld. Specifiek zal er gezocht worden naar literatuur over drie saneringstechnieken, namelijk natuurlijke attenuatie, pump & treat en fyto-remediatie. Met de economische literatuurstudie is het de bedoeling meer te weten te komen over het op risico gebaseerd besluitvormingsproces van een grondwatersanering. Zo zullen er methoden gezocht worden die gebruikt kunnen worden bij een op risico-gebaseerde besluitvorming. Verder is het ook belangrijk te zoeken naar medisch gerelateerde literatuur om zo de gezondheidskosten voor mensen ten gevolge van de blootstelling aan de BTEX-verontreiniging te kunnen bepalen. Er dient ook wetenschappelijke literatuur gezocht te worden over het toepassen en gebruiken van DALYs. Zo moet er nagegaan worden of en hoe DALYs gebruikt kunnen worden in economische analyses indien er gebruik gemaakt wordt van een op risico-gebaseerde besluitvorming.

Het derde hoofdstuk behandelt het specifieke praktijkgeval van Ford Genk. Dit praktijkgeval betreft de BTEX-grondwaterverontreiniging bij Ford Genk. In dit hoofdstuk wordt de situatie bij Ford Genk geschetst en worden de gegevens opgesomd die nodig zijn voor de verdere uitwerking van de masterproef.

In het vierde hoofdstuk zal de gevonden literatuur uiteindelijk toegepast worden op het praktijkgeval aan de hand van economische analyses. Bedoeling is om op basis van de literatuurstudie een praktijkstudie te kunnen uitvoeren. In dit hoofdstuk zullen de verschillende economische analyses uitgevoerd worden en zullen ten slotte ook de resultaten hiervan geïnterpreteerd worden.

In het vijfde en tevens laatste hoofdstuk zullen dan conclusies getrokken en aanbevelingen gegeven worden op basis van de economische analyses. Ook zal er een antwoord gegeven worden op de centrale onderzoeksvraag: "*Welke grondwatersaneringstechniek moet gekozen worden bij het Ford Genk praktijkgeval voor de sanering van het met BTEX verontreinigde grondwater als er gebruik gemaakt wordt van een op risico-gebaseerde besluitvorming?*". Er zullen ook een aantal mogelijkheden voor verder onderzoek aangehaald worden.

Hoofdstuk 2: Literatuurstudie

Deel 1: Technische aspecten

1. Verontreiniging

Een grondwaterverontreiniging kan veroorzaakt worden door verschillende soorten polluenten. Een eerste soort zijn de zware metalen, zoals ijzer, zink, cadmium, nikkel en koper. Als tweede soort bestaan er de radionucliden, zoals uranium, thorium, strontium en cesium. Ten slotte is er nog de organische verontreiniging, zoals BTEX en benzeen. In deze masterproef zal er enkel gekeken worden naar een organische grondwaterverontreiniging (Gerhardt et al., 2009 & Pivetz, 2001).

1.1. BTEX

BTEX staat voor benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen. Dit zijn aromatische koolwaterstoffen en zijn doorgaans erg vluchtig. BTEX is vooral terug te vinden in petroleumderivaten. Lekkende tanks met BTEX zorgen regelmatig voor verontreiniging van grondwater en bodem. Aangezien de BTEX-componenten een hoge oplosbaarheid en polariteit hebben, is het mogelijk dat deze componenten in het grondwater terechtkomen (López et al., 2008).

1.1.1. Benzeen

Benzeen is een vloeistof die kleurloos en zeer brandbaar is. Het kan in lucht, water en grond voorkomen. Benzeen komt hoofdzakelijk voort uit de productie van petroleum. Het gebruik van benzeen situeert zich voornamelijk in de productie van andere chemicaliën (zoals styreen, phenol, enz.) en in de productie van synthetisch rubber, nylon en pesticiden. Een benzeenverontreiniging kan menselijk of natuurlijk van aard zijn. Een door menselijke activiteiten veroorzaakte benzeenverontreiniging is meestal ontstaan ten gevolge van industriële processen. Een benzeenverontreiniging kan ook tot stand komen door de natuur zelf. Oorzaken hiervan zijn bijvoorbeeld vulkanen of bosbranden. Benzeen wordt ondergebracht in de klasse menselijk carcinogeen. Dit wil zeggen dat benzeen kankerverwekkend is voor mensen. Een kortdurende blootstelling aan een lage concentratie benzeen levert bij de mens mogelijk bepaalde nefaste gezondheidssymptomen op. Voorbeelden hiervan zijn slaperigheid, duizeligheid, een versnelde hartslag, hoofdpijn, braken, tremoren (d.i. het ongewild, ritmisch schudden van één of meer lichaamsdelen (Medisch Spectrum Twente, z.d.)) en convulsies (d.i. stuip trekkingen). Een kortdurende blootstelling aan hoge concentraties benzeen kan dodelijk zijn voor mensen. Een langdurige blootstelling aan een relatief hoge concentratie benzeen heeft een invloed op de bloedstelsel functies bij mensen en kan bij mensen leukemie tot gevolg hebben (Jennings et al., 2009;

Johnson et al., 2009; Medisch Milieukundigen, 2006; WHO, 2000, WHO, 2010a, WHO, 2010b & WHO 2010c).

De World Health Organization heeft risicowaarden voor benzeen in drinkwater vastgelegd. Deze risicowaarden zijn hieronder in de tabel terug te vinden.

Tabel 1: Risicowaarden benzeen in drinkwater

Blootstellingshoeveelheid	Risico
0,1 mg/l = 100 µg/l	excess lifetime cancer risks of 10^{-4} = het risico op 1 nieuw kankergeval per 10.000 mensen
0,01 mg/l = 10 µg/l	excess lifetime cancer risks of 10^{-5} = het risico op 1 nieuw kankergeval per 100.000 mensen
0,001 mg/l = 1 µg/l	excess lifetime cancer risks of 10^{-6} = het risico op 1 nieuw kankergeval per 1.000.000 mensen

(Bron: WHO, 2010b)

1.1.2. Tolueen

Tolueen is ook gekend als methylbenzeen of phenylmethaan. Tolueen is een heldere kleurloze en brandbare vloeistof. Tolueen is terug te vinden in verf, verfverdunner, inkt, lijm, nagellak, enz. Een van de grondstoffen bij de productie van benzeen, phenol en polymeren is tolueen. Op natuurlijke wijze is tolueen terug te vinden in ruwe olie en benzine. Tolueen is geen carcinogeen. Een kortdurende blootstelling aan tolueen, waarbij mensen de stof zullen inademen, heeft mogelijk een aantal nadelige effecten op de menselijke gezondheid. Voorbeelden hiervan zijn irritatie aan de luchtwegen, vermoeidheid, slaperigheid en bewusteloosheid. Een langdurige blootstelling aan tolueen kan bij mensen leiden tot verwarring, verzwakking, geheugenverlies, aantasting van het centrale zenuwstelsel en een verminderde kleurwaarneming. Wanneer mensen niet meer blootgesteld zullen worden aan tolueen, zullen de symptomen meestal verdwijnen (Jennings et al., 2009 & WHO, 2004b).

1.1.3. Ethylbenzeen

Ethylbenzeen is een kleurloze en brandbare vloeistof met een aromatische geur. Ethylbenzeen wordt voornamelijk gebruikt voor de productie van styreen en acetophenon. Verder zit ethylbenzeen ook in onder andere inkt en verf. Ethylbenzeen is mogelijk een carcinogeen. Een kortdurende blootstelling aan ethylbenzeen heeft mogelijk een aantal schadelijke effecten op de menselijke gezondheid. Voorbeelden hiervan zijn duizeligheid en irritatie aan de luchtwegen en aan de ogen. Bij proefdieren die langdurig werden blootgesteld, werd een beschadiging aan nieren en oren opgemerkt (Jennings et al., 2009 & WHO, 2003a).

1.1.4. Xyleen

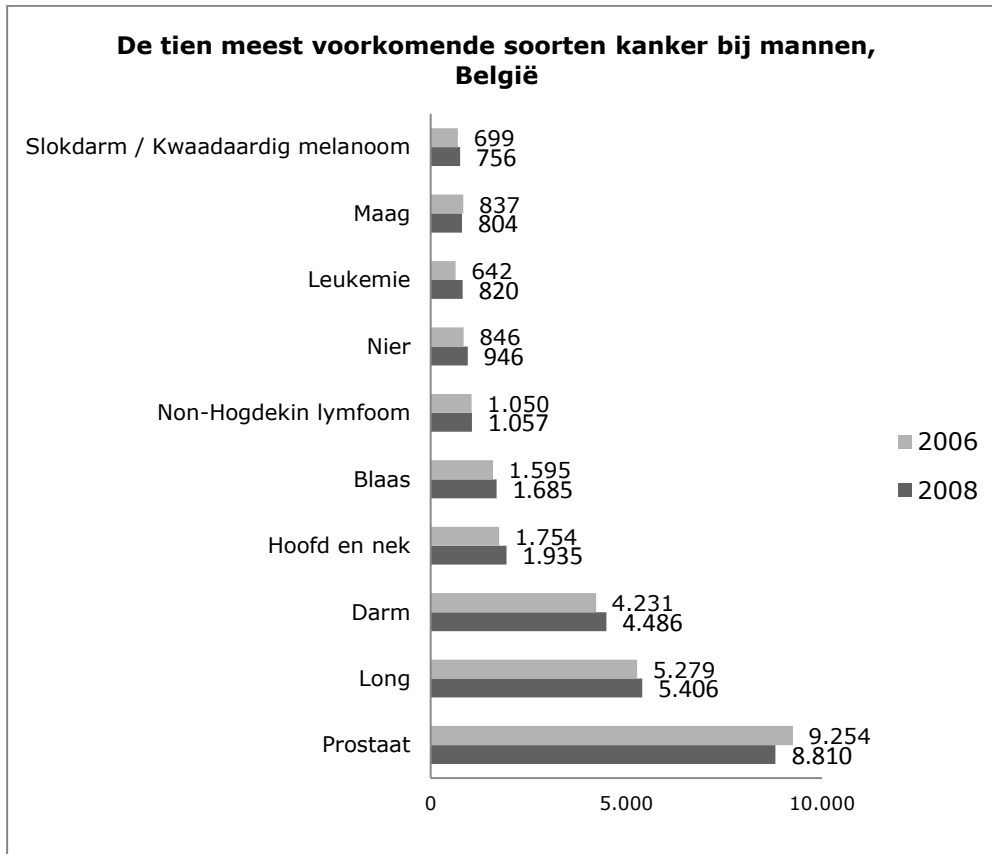
Xyleen is ook gekend als dimethylbenzeen. Xyleen is een kleurloze en brandbare vloeistof. Xyleen wordt gebruikt als solvent en bij het mengen van benzineproducten. Er is volgens U.S. EPA (2007) te weinig bekend over xyleen om te beslissen of de stof een carcinogeen is. Een kortdurende blootstelling aan xyleen heeft mogelijk een aantal schadelijke effecten op de menselijke gezondheid. Voorbeelden hiervan zijn hoofdpijn, verminderde coördinatie, duizeligheid, verwarring, bewusteloosheid en irritatie aan de ogen en aan de luchtwegen. Een langdurige blootstelling aan xyleen kan bij mensen leiden tot beschadiging aan lever en nieren (Jennings et al., 2009 & WHO, 2003b).

1.2. Leukemie

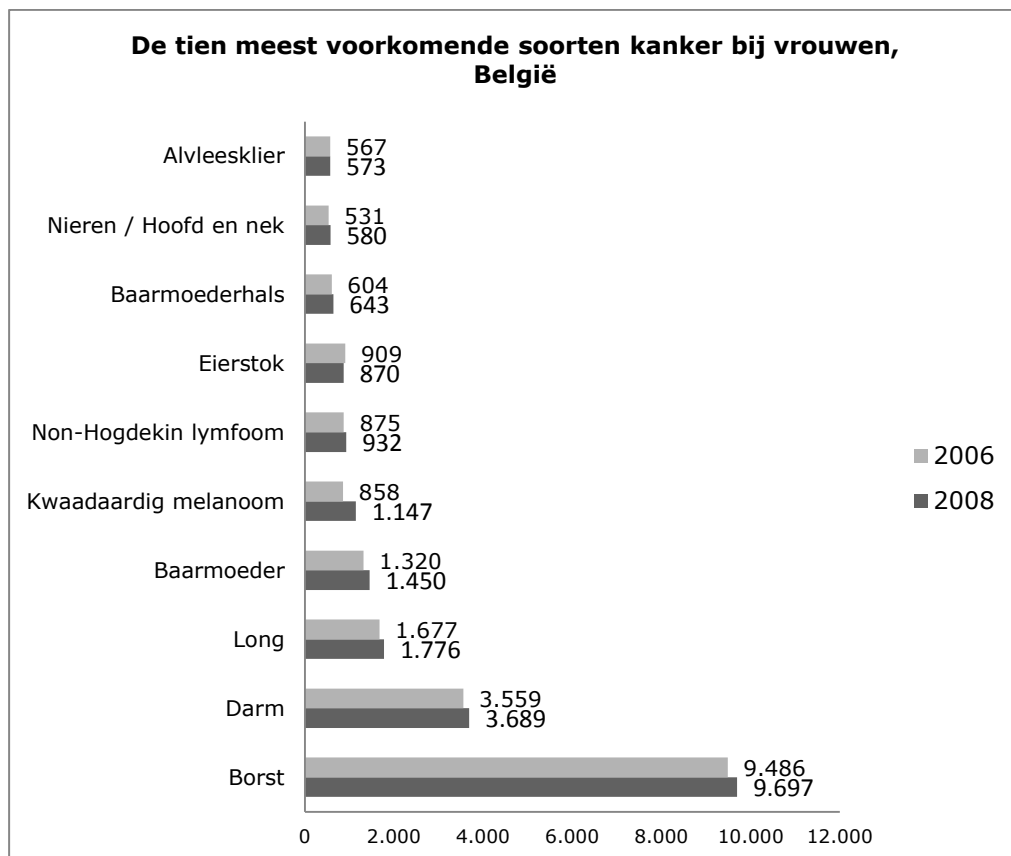
Er bestaan vier soorten leukemie, namelijk acute lymfatische leukemie (ALL), acute myeloïde leukemie (AML), chronische lymfatische leukemie (CLL) en chronische myeloïde leukemie (CML). Wetenschappelijk onderzoek bij mensen heeft een verband aangetoond tussen de blootstelling aan benzeen en het krijgen van acute myeloïde leukemie (Goldstein, 2010, WHO, 2010b & WHO, 2010c). In het artikel van World Health Organization (2010c) staat dat benzeen behoort tot de klasse A, namelijk menselijk carcinogeen. Het risico op kanker bij levenslange blootstelling aan $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ benzeen verschilt per regio. Zo is in het artikel van de WHO (2010c) terug te vinden dat dit risico op kanker bij levenslange blootstelling aan $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ volgens de U.S. EPA 2,2 tot 7,8 op één miljoen bedraagt. Dit betekent dat wanneer één miljoen mensen levenslang worden blootgesteld aan benzeen met een dosis van $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ er 2,2 tot 7,8 mensen door de blootstelling aan deze dosis benzeen kanker zullen oplopen. Volgens *California Environmental Protection Agency* is het risico op kanker door levenslange blootstelling aan $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ benzeen 29 op één miljoen. Dus bij één miljoen mensen die levenslang blootgesteld zijn aan die dosis benzeen krijgen er 29 kanker door de blootstelling aan benzeen. Verder in deze masterproef zal er enkel rekening gehouden worden met acute myeloïde leukemie als gevolg van menselijke blootstelling aan benzeen.

1.2.1. Incidentie

Kanker is een veel voorkomende ziekte bij mensen. Zo is in het rapport van Pacolet et al. (2011) te lezen dat in België één op de vier vrouwen en één op de drie mannen voor hun 75^{ste} levensjaar te maken krijgen met kanker. In onderstaande grafieken zijn de tien meest voorkomende soorten kanker in België (2006 & 2008) per geslacht opgenomen. Volgens figuur 1 staat Leukemie op de achtste plaats van meest voorkomende soort kanker bij mannen in België. In 2006 zijn er 642 gevallen van leukemie bij Belgische mannen gediagnosticeerd. In 2008 bedroeg dit aantal 820. Bij de vrouwen behoort leukemie niet tot de 10 meest voorkomende soorten kanker. Dit is af te lezen op figuur 2 (Belgian Cancer Registry, 2008 & CM, 2010).



Figuur 1: De tien meest voorkomende soorten kanker bij mannen, België
(Bron: Belgian Cancer Registry, 2008 & CM, 2010)



Figuur 2: De tien meest voorkomende soorten kanker bij vrouwen, België

(Bron: Belgian Cancer Registry, 2008 & CM, 2010)

Incidentie staat voor het aantal nieuwe gevallen van een ziekte per tijdseenheid. Om de incidentie van een bepaalde kanker te bepalen, wordt gebruik gemaakt van de gegevens van de Stichting Kankerregister. In België werden er in 2006 57.703 nieuwe gevallen van kanker gediagnosticeerd, waarvan 31.640 mannen en 26.063 vrouwen. Kanker treft voornamelijk oudere personen, waaruit geconcludeerd kan worden dat incidentie zal toenemen naarmate mensen ouder worden (Pacolet et al., 2011).

1.2.2. Prevalentie

Met behulp van prevalentie wordt aangegeven hoeveel mensen op een bepaald moment aan een ziekte lijden. Het bepalen van de prevalentie werd in de studie van Pacolet et al. (2011) bemoeilijkt door het feit dat er onvoldoende cijfermateriaal over de prevalentie van kanker in Vlaanderen beschikbaar is. De auteurs van deze studie hebben zich dan ook gebaseerd op informatie uit de gezondheidsenquête van het Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid uit 2004. Voor deze enquête werden er 4.513 interviews afgenomen in het Vlaamse Gewest, 3.440 in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest en 4.992 in het Waalse Gewest. Aan de hand van de cijfers verkregen door

de enquête kan de prevalentie voor het Vlaamse Gewest in 2008 bepaald worden. Deze bedroeg in 2008 namelijk 43.673 voor vrouwen en 18.205 voor mannen (Pacolet et al., 2011).

1.2.3. Acute myeloïde leukemie (AML)

Het menselijk lichaam, meer bepaald alle weefsels en organen, bestaan uit talloze cellen. Voorbeelden van zo'n cellen zijn bloedcellen, huidcellen, spiercellen, enz. In een gezond menselijk lichaam gaan normale cellen oude cellen vervangen door te groeien en zich te delen. Er wordt gesproken van kanker als de groei van de normale cellen verstoord wordt. Kanker is een ongecontroleerde woekering of deling van cellen waarbij de cellen zich een weg banen in het omringende weefsel waar ze dan schade veroorzaken. Leukemie, ook bloedkanker genoemd, ontstaat in bloedvormende organen, zoals de milt of het lymfestelsel. Bij leukemie zullen de kankercellen zich snel door het lichaam verspreiden, aangezien de plaatsen waar bloedkanker kan ontstaan, verspreid liggen in het lichaam. Leukemie ontstaat ten gevolge van een storing in de vorming van bepaalde witte bloedcellen in het rijpingsproces. Dit kan leiden tot een opeenhoping van afwijkende nog niet voldoende uitgerijpte cellen in het beenmerg, wat de productie van normale bloedcellen in het beenmerg sterk kan verstoren. Na een bepaalde tijd zullen grote hoeveelheden onrijpe witte bloedcellen in de bloedbaan, in de organen en in de lymfeklieren terechtkomen. Er is sprake van acute leukemie als de symptomen erg snel toenemen. Enkele symptomen van leukemie zijn bijvoorbeeld bloedarmoede, bloedingen en de vergroting van organen en lymfeklieren. Bij chronische leukemie duurt het langer vooraleer de symptomen toenemen. Acute myeloïde leukemie veroorzaakt een abnormale productie van granulocyten. Dit zijn onrijpe witte bloedcellen. Die granulocyten dringen door tot in het beenmerg en breken het af. Aangezien het beenmerg rode bloedcellen, witte bloedcellen en bloedplaatjes aanmaakt, gaat het beenmerg dit alles niet meer kunnen aanmaken als het afgebroken wordt door de granulocyten. Zoals eerder aangehaald zal er in deze masterproef enkel gekeken worden naar acute myeloïde leukemie, ontstaan als gevolg van de menselijke blootstelling aan benzeen (MedicInfo, 2003 & VLK, 2008).

1.2.4. Behandelingen

Er zijn verschillende types behandeling mogelijk bij acute myeloïde leukemie. Het type behandeling hangt af van het type leukemie, het stadium van de ziekte, de leeftijd van de patiënt en de algemene conditie van de patiënt. Hieronder zullen drie behandelingen besproken worden, namelijk chemotherapie, radiotherapie en stamceltransplantatie (Stichting Contact Leukemie, 2006 & VLK, 2008).

1.2.4.1. Chemotherapie

Bij chemotherapie worden geneesmiddelen, die meestal via een infuus rechtstreeks in de bloedbaan worden geïnjecteerd, gebruikt om de groei van kankercellen af te remmen of om de kankercellen te vernietigen. Chemotherapie werkt in het hele lichaam. Het probleem bij chemotherapie is dat het naast de kankercellen ook de normale cellen aantast, waardoor er bijwerkingen kunnen optreden. Bijwerkingen zijn bijvoorbeeld misselijkheid, braken, haarverlies, vermoeidheid, verminderde eetlust, enz. (Stichting Contact Leukemie, 2006 & VLK, 2008).

1.2.4.2. Radiotherapie

Bij radiotherapie, ook bestralingen genoemd, worden ioniserende stralen gebruikt om de groei van kankercellen af te remmen of de kankercellen volledig of gedeeltelijk te vernietigen. Er wordt gekozen voor deze behandeling als chemotherapie onvoldoende doordringt tot de plaats zelf of als een opeenhoping van kankercellen zorgt voor ernstige klachten. De ioniserende stralen zullen de celkern, die het genetisch materiaal bevat, beschadigen. De stralingen kunnen ook de gezonde cellen raken. Dit kan dan leiden tot een rode en gevoelige huid. De duur en intensiteit van de behandeling zullen voor elke patiënt verschillend zijn (Stichting Contact Leukemie, 2006 & VLK, 2008).

1.2.4.3. Stamceltransplantatie

Bij een stamceltransplantatie is het de bedoeling om het aangetaste beenmerg te vervangen door gezonde stamcellen. Het aangetaste beenmerg kan vernield zijn door leukemie of door de chemotherapie. Gezonde stamcellen kunnen komen van de patiënt zelf of van een donor. Deze gezonde stamcellen worden dan via het bloed afgenomen en via een infuus bij de patiënt ingebracht. Het infectierisico is groot na een stamceltransplantatie waardoor de patiënt een lange tijd na de transplantatie in quarantaine zal moeten verblijven. Op lange termijn loopt de patiënt ook nog het risico dat de ingebrachte gezonde stamcellen afgestoten zullen worden. De afweercellen uit het ingebrachte weefsel kunnen de organen en het weefsel van de patiënt aanvallen. Dit kan leiden tot huidproblemen, diarree en schade aan lever of longen. Met medicijnen wordt getracht het afstoten van het getransplanteerde donorweefsel tegen te gaan (Stichting Contact Leukemie, 2006 & VLK, 2008).

2. Saneren

2.1. Inleiding

In Van Dale wordt de term saneren omschreven als "gezond maken". De betekenis van het woord bodemsanering is volgens het Compendium voor de Leefomgeving: "het aanpakken van een bodemverontreiniging zodat bij het huidige of toekomstige gebruik van de locatie geen risico's meer aanwezig zijn voor mens en milieu" (Compendium voor de Leefomgeving, 2011). De bodem is opgedeeld in drie elementen, namelijk: grond, bodemlucht en grondwater. Als er sprake is van een verontreiniging in de bodem kan deze dus betrekking hebben op alle drie de componenten (OVAM, 2011). In het decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming is een definitie voor bodemverontreiniging terug te vinden, namelijk "bodemverontreiniging is de aanwezigheid van stoffen of organismen, veroorzaakt door menselijke activiteit, op of in de bodem of opstallen, die de kwaliteit van de bodem op rechtstreekse of onrechtstreekse wijze nadelig beïnvloeden of kunnen beïnvloeden" (Decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming, 2006).

2.2. Wetgeving

De bodemwetgeving bestaat uit twee grote delen, namelijk het Bodemdecreet en het Vlarebo. Het bodemdecreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming kende op 1 juni 2008 zijn inwerkingtreding. Het bouwt verder op het bodemsaneringsdecreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering. Vlarebo is de afkorting van Vlaams Reglement rond de Bodemsanering en bouwt verder op het vroegere Vlarebo van 5 maart 1996. Het Vlarebo is in werking getreden op 1 juni 2008.

In het decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming is er sprake van een saneringsplichtige. Particulieren of bedrijven zijn verplicht te saneren en de sanering te financieren als er bij hen een verontreiniging wordt ontdekt. Uiteindelijk kunnen de kosten wel doorgeschoven worden naar de werkelijke saneringsaansprakelijke. In het decreet staat beschreven welke personen een beschrijvend bodemonderzoek of bodemsanering van verontreinigde gronden moeten uitvoeren. Er zijn natuurlijk een aantal gevallen waarbij een particulier of bedrijf wordt vrijgesteld van de saneringsplicht. Deze gevallen worden uitgebreid beschreven in het decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming. Als er bijvoorbeeld sprake is van een historische verontreiniging en de saneringsplichtige kan aantonen dat hij de verontreiniging niet zelf veroorzaakt heeft en dat hij niet van de verontreiniging op de hoogte was of behoorde te zijn op het ogenblik dat hij eigenaar of gebruiker werd, wordt hij vrijgesteld van zijn saneringsplicht (Decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming, 2006 & UNIZO studiedienst, 2005).

2.3. Bodemonderzoek

Particulieren en/of bedrijven laten een bodemonderzoek uitvoeren om na te gaan of de grond verontreinigd is. De beslissing om al dan niet een bodem te saneren is dus afhankelijk van de uitkomst van het bodemonderzoek. Zo een bodemonderzoek kan drie types onderzoek omvatten, namelijk een verkennend bodemonderzoek (VBO), een oriënterend bodemonderzoek (OBO) en een beschrijvend bodemonderzoek (BBO). Een bodemonderzoek moet worden uitgevoerd door een bodemsaneringsdeskundige. Volgens het Bodemdecreet en het Vlarebo moet deze bodemsaneringsdeskundige erkend zijn door de Vlaamse regering en moet hij standaardprocedures volgen bij bodemonderzoeken en saneringen (Axtron, 2011; OVAM, 2009 & OVAM, 2011).

Er dient een oriënterend bodemonderzoek gedaan te worden als er sprake is van een terrein waarop activiteiten worden of werden uitgevoerd die leiden of hebben geleden tot bodemverontreiniging of als het op het terrein gevestigde bedrijf activiteiten uitvoert die op de lijst met risico-inrichtingen staan. Risico-inrichtingen zijn volgens het decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming: "fabrieken, werkplaatsen, opslagplaatsen, machines, installaties, toestellen en handelingen die een verhoogd risico op bodemverontreiniging kunnen inhouden en die voorkomen op een lijst die de Vlaamse Regering opstelt" (Decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming, 2006). Als uit dit oriënterend bodemonderzoek blijkt dat er sprake is van een verontreiniging, moet er een beschrijvend bodemonderzoek (BBO) volgen (ACC Geology, 2007; Axtron, 2011 & OVAM, 2011).

2.3.1. Verkennend bodemonderzoek

Het verkennend bodemonderzoek kan gezien worden als een omschrijving van de plaats van de bodem en het grondwater van het gebied. De bedoeling van het verkennend bodemonderzoek is te kijken of er eventueel een verontreiniging aanwezig is in de buurt van een denkbare verontreinigingsbron (Axtron, 2011 & Compendium voor de Leefomgeving, 2011).

2.3.2. Oriënterend bodemonderzoek

Een oriënterend bodemonderzoek bestaat uit vier fasen en gaat na welke plaatsen op het terrein de grootste kans hebben op bodemverontreiniging. De eerste fase is een historisch onderzoek waarbij er gegevens worden samengebracht die al op een vroeger tijdstip zijn opgesteld. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan gegevens betreffende de eigenaar en de gebruiker van het terrein en mogelijke milieuvergunningen. Tijdens deze fase vindt er ook een verkenning van het terrein plaats. Het is logisch dat de bevindingen van deze eerste fase de volgende fasen en dus het vervolg van het onderzoek zullen beïnvloeden. Na de eerste fase zal er een onderzoeksstrategie ontwikkeld worden die zal worden doorgetrokken in het hele oriënterend bodemonderzoek. De

tweede fase is het veldwerk. In deze fase gaat de bodemsaneringsdeskundige stalen van de grond en van het grondwater nemen. Er zullen ook stalen genomen worden in de buurt van risicozones. In deze zones is er een verhoogde kans op verontreiniging. Ook in de buurt van niet-risicozones zullen stalen genomen worden. Het volledige terrein zal dus doorgelicht worden. Als de nodige stalen genomen zijn, wordt er overgegaan tot de verwerking hiervan. De stalen zullen geanalyseerd worden door een door OVAM erkend laboratorium. De tot-nu-toe verzamelde en bekomen gegevens en resultaten worden vergeleken met de vooropgestelde bodemsaneringsnormen. Er wordt een besluit per perceel en per verontreinigingskern opgesteld. In dit besluit worden de aard van de verontreiniging, de ernst van de verontreiniging en de eventuele vereiste voor verder onderzoek beschreven. Ten slotte zal de bodemsaneringsdeskundige alles moeten rapporteren en doorsturen naar de opdrachtgever en naar OVAM (Axtron, 2011 & OVAM, 2011).

2.3.3. Beschrijvend bodemonderzoek

Als uit het oriënterend bodemonderzoek blijkt dat er sprake is van een verontreiniging, moet er een beschrijvend bodemonderzoek (BBO) gedaan worden. Met dit beschrijvend bodemonderzoek is het de bedoeling om de verontreiniging af te bakenen. Hiermee kan de ruimtelijke verspreiding van de verontreiniging dan in kaart gebracht worden. Tijdens het beschrijvend bodemonderzoek worden er boringen en/of peilbuizen (d.i. nodig voor het uitvoeren van doorlaatbaarheidstesten op diepere grondlagen en wordt geplaatst in functie van het bepalen van de grondwaterstand (Verbeke, z.d.)) geplaatst rond de verontreiniging en in de diepte. Het is belangrijk om ook het precieze geologische profiel van de bodem te kennen. Dit zorgt voor een inzicht in de verspreidingsmogelijkheden van de aanwezige verontreiniging en wordt gebruikt bij de berekening van de saneringscriteria (Axtron, 2011 & OVAM, 2011).

De resultaten van het beschrijvend bodemonderzoek geven aan of het nodig is een bodemsaneringsproject uit te werken. Een bodemsaneringsproject bevat een aantal saneringstechnieken. In dit project wordt ook het besluit opgenomen betreffende welke techniek BATNEEC is. BATNEEC is de afkorting van de term '*Best Available Technology Not Entailing Excessive Cost*' en is de best beschikbare techniek die geen overmatig hoge kosten met zich meebrengt. Tijdens de bodemsaneringswerken zal het saneringsproject gevolgd worden (Axtron, 2011 & OVAM, 2011).

Het tijdstip waarop de bodemverontreiniging tot stand is gekomen is belangrijk voor het opstellen van het bodemsaneringsproject. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen historische bodemverontreiniging en nieuwe bodemverontreiniging. Een historische verontreiniging is tot stand gekomen voor de inwerkingtreding van het decreet. Een nieuwe verontreiniging is tot stand gekomen na de inwerkingtreding van het decreet, namelijk na 29 oktober 1995 (OVAM, 2009).

Indien er sprake is van een historische bodemverontreiniging zal er een bodemsanering volgen als uit het beschrijvend bodemonderzoek blijkt dat er een ernstige bodemverontreiniging aanwezig is. Het doel van deze bodemsanering is het risico van de verontreiniging te vermijden. Indien er sprake is van een nieuwe bodemverontreiniging zal er een bodemsanering volgen als uit het beschrijvend bodemonderzoek blijkt dat de bodemsaneringsnormen overschreden zijn. Bedoeling hiervan is de realisatie van de door de Vlaamse Regering vastgestelde richtwaarden voor de kwaliteit van de bodem. In het geval dat de richtwaarden gehaald worden, zal de bodem na de sanering terug volledig kunnen functioneren zonder dat er beperkingen opgelegd moeten worden (Axtron, 2011 & OVAM, 2011).

2.4. Risico-evaluatie

Een bodemverontreiniging kan leiden tot ruimtelijke en economische problemen. Verontreinigde bodems zijn namelijk beperkt in gebruik. Als er te laat met saneren gestart wordt, kan dit een negatieve invloed hebben op de ruimtelijke en economische ontwikkelingen op gebied van huisvesting, landinrichting, infrastructuur en terreinen voor bedrijven. Als de verontreiniging in bodem een aanzienlijk risico voor de menselijke gezondheid of voor het ecosysteem oplevert, is het starten met saneren een vereiste. Hiervoor wordt in het bodemdecreet een stapsgewijze evaluatie van risico's vooropgesteld. Tijdens het oriënterend bodemonderzoek worden de concentraties van de verdachte stoffen in de bodem (grond, grondwater en lucht) bepaald. Deze concentraties worden dan vergeleken met de voorop vastgelegde bodemsaneringsnormen. Wanneer er een beschrijvend bodemonderzoek moet volgen is terug te vinden in paragraaf 2.3.3. *Beschrijvend bodemonderzoek*. Voor het bepalen van een ernstige bedreiging wordt er onder meer gebruik gemaakt van een locatie specifieke risico-evaluatie. Deze locatie specifieke risico-evaluatie gaat kijken naar het humaan-toxicologisch risico (risico voor de mens), het ecotoxicologisch risico (risico voor planten, dieren en ecosysteem) en het risico op verspreiding. Uiteindelijk zullen de resultaten van de risico-evaluatie geïntegreerd moeten worden in economische analyses (VMM, 2011).

2.4.1. Doel

Bij een economische evaluatie worden de kosten en resultaten van minstens twee alternatieven vergeleken. Er bestaan meerdere types van economische evaluaties. Voorbeelden hiervan zijn een kosten-minimaliserende analyse, een kosten-effectiviteitsanalyse, een kosten-nutsanalyse en een kosten-batenanalyse. De bepaling en berekening van de kosten is voor al deze economische analyses identiek. Het bepalen en berekenen van de resultaten is wel verschillend voor elk van deze economische analyses. In deze masterproef zal er gefocust worden op een kosten-effectiviteitsanalyse en een kosten-batenanalyse. De kosten-effectiviteitsanalyse zal berekend worden door gebruik te maken van DALYs (*'disability adjusted life years'*), wat verderop in deze masterproef nader toegelicht zal worden (cf. *Deel 2: economische aspecten - 2. DALY*). Bij de

kosten-batenanalyse zullen zowel de kosten als de baten uitgedrukt worden in monetaire eenheden. De baten in de kosten-batenanalyse zijn de vermeden kosten indien de persoon niet lijdt aan leukemie. Hoe deze vermeden kosten bepaald zullen worden, wordt uitgelegd in *Hoofdstuk 2: literatuurstudie deel economische aspecten – Bepalen van gezondheidskosten*. In beide analyses zal er enkel rekening gehouden worden met het risico voor mensen dat optreedt wanneer ze worden blootgesteld aan BTEX en aan benzeen (WHO, 2008).

2.4.2. Methode

De eigenlijke humane risico-evaluatie verloopt in vier stappen, namelijk gevaarsidentificatie, vaststelling van dosis-effect relatie, blootstellingsbepaling en risicotoetsing. De methode hieronder toegelicht, geldt enkel indien er sprake is van een verontreiniging met slechts één stof. Als de verontreiniging bestaat uit meerdere componenten moet er ook rekening gehouden worden met mogelijke beïnvloeding van effecten (Baker & Nieuwenhuijsen, 2008; OVAM, 2004a & Torfs, 2003).

Tijdens de eerste stap, gevaarsidentificatie, is het de bedoeling kennis te verwerven betreffende het intrinsieke gevaar van een bepaalde stof. Er wordt voornamelijk gekeken naar de nadelige effecten van die stof voor de mens, bijvoorbeeld carcinogeniteit, sterftegevallen, chronische effecten, acute effecten, enz. Als er vastgesteld wordt dat blootstelling aan een bepaalde stof nadelige gevolgen heeft voor de mens, wordt er gekeken onder welke omstandigheden deze nadelige gevolgen optreden. Uiteindelijk is het de bedoeling een besluit te kunnen trekken over nadelige gevolgen voor de mens op basis van de beschikbare informatie betreffende toxiciteit. Deze informatie over toxiciteit kan bekomen worden op basis van humane data, resultaten uit dierenproeven en in vitro-testen. Tijdens het identificeren van het gevaar van een bepaalde stof moet rekening gehouden worden met het type organisme, de duur van de blootstelling, de plaats van de nadelige effecten en de aard van de effecten (Baker & Nieuwenhuijsen, 2008; OVAM, 2004a & Torfs, 2003).

De tweede stap is het vaststellen van de dosis-effectrelatie. Hiermee is het de bedoeling de relatie tussen de dosis waaraan een mens is blootgesteld en de mate waarin nadelige gevolgen optreden te kwantificeren. Op basis van deze gekwantificeerde relatie worden niveaus vastgelegd waarbij er voor de algemene bevolking geen of een verwaarloosbaar risico optreedt. Deze niveaus worden ook wel veilige dosissen genoemd. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen toxische effecten waarvan verondersteld wordt dat er een drempel bestaat waaronder de effecten niet optreden en toxische effecten waarvoor geen drempel bestaat. Bij drempel-effecten wordt een drempel bepaald waaronder de nadelige gevolgen zich niet voordoen. Deze drempel wordt NOAEL (*'No Observed Adverse Effect Level'*) genoemd. NOAEL wordt vaak bepaald op basis van dierenproeven. Wat betreft inname van schadelijke stoffen via orale weg zal via NOAEL een maximale dosis bepaald worden waarbij geen nadelige effecten zullen optreden bij levenslange blootstelling. Deze

maximale dosis wordt TDI (Toelaatbare Dagelijkse Inname), ADI (Aanvaardbare Dagelijkse Inname) of RfD ('*Reference Dose*') genoemd. Voor mensen die met de schadelijke stof in contact komen via inhalatie worden toelaatbare concentraties in de lucht berekend, namelijk TCL (Toelaatbaar Concentratie Level) of RfC ('*Reference Concentration*'). Bij carcinogene stoffen wordt een dosis-effectrelatie vastgesteld. Die relatie stelt het aantal extra kankergevallen per eenheidsdosis of eenheidsconcentratie bij levenslange blootstelling voor. Hieruit volgt een eenheidsrisico dat omgezet kan worden naar een dosis bij een bepaald levenslang extra kankerrisico. Dit kan door het extra levenslang kankerrisico te delen door het eenheidsrisico (Baker & Nieuwenhuijsen, 2008; OVAM, 2004a & Torfs, 2003).

Carcinogene stoffen behoren tot de categorie niet-drempel-effecten. Er wordt verondersteld dat bij een laag blootstellingsniveau er een lineaire relatie is tussen de blootstelling en het risico op kanker. Dit kan aangetoond worden door verscheidene bronnen. Zo wordt in het artikel van Crettaz et al. (2002) aangenomen dat de dosis-responsrelaties bij een lage blootstellingsdosis lineair zijn. In het document van OVAM (2004a) betreffende Vlier-Humaan wordt gesteld dat bij carcinogene stoffen er een lineair verband bestaat tussen het risico op kanker en de blootstelling indien er sprake is van lage blootstellingsniveaus. In de studie van Torfs (2003) wordt er van uit gegaan dat er een lineaire relatie bestaat tussen risico en waardering. Verder wordt er ook aangenomen dat de relatie tussen blootstelling en risico bij luchtvervuiling lineair is. In het boek '*Environmental epidemiology*' van Baker & Nieuwenhuijsen (2008) staat vermeld wat de veronderstellingen zijn betreffende dosis-responsrelaties voor carcinogene stoffen. Zo wordt er verondersteld dat er sprake is van een levenslange blootstelling, wat overeenkomt met een periode van 70 jaar. Verder wordt er aangenomen dat er geen drempelwaarde voor carcinogene stoffen bestaat. Ten slotte geldt de assumptie dat er een lineaire relatie is tussen blootstelling en risico bij heel lage blootstellingsniveaus (Baker & Nieuwenhuijsen, 2008; Crettaz et al., 2002; OVAM, 2004a & Torfs, 2003).

De blootstellingsbepaling is de derde stap in een humane risico-evaluatie. Bedoeling van deze stap is het vaststellen van de emissies, wegen, transportsnelheden, transformatie of degradatie van een bepaalde stof. Deze vaststellingen worden vervolgens gebruikt voor het bepalen van de concentraties en dosissen waaraan mensen blootgesteld zijn of kunnen worden. De blootstellingsbepaling gebeurt in twee stappen, namelijk de bepaling van de verspreiding en de bepaling van de blootstelling in strikte zin (Baker & Nieuwenhuijsen, 2008; OVAM, 2004a & Torfs, 2003).

De laatste stap bij een humane risico-evaluatie is de risicotetsing. Hiervoor zullen dosissen vergeleken worden met de veilige of aanvaarde dosissen. Belangrijk is dat de totale blootstelling van de doelgroep geëvalueerd wordt, waarbij de verschillende blootstellingswegen in rekening worden gebracht (Baker & Nieuwenhuijsen, 2008; OVAM, 2004a & Torfs, 2003).

2.4.3. Resultaat

Het resultaat van een humane risico-evaluatie zal uiteindelijk een risico-index zijn. Deze risico-index wordt op een verschillende manier berekend voor niet-carcinogenen en carcinogenen. De blootstelling van kinderen bepaalt bij niet-carcinogene stoffen de aanwezigheid van een ernstige bedreiging. Voor de plaatsen waar geen kinderen blootgesteld worden aan de verontreiniging wordt er gekeken naar de blootstelling van volwassenen. De risico-index van niet-carcinogene stoffen voor kinderen en volwassenen wordt bepaald aan de hand van onderstaande formules. Belangrijk is om te weten dat de blootstelling bij niet-carcinogene stoffen niet uitgemiddeld wordt over een volledig leven (OVAM, 2004b).

$$RI_{kind} = \frac{D_{oraal,kind} + D_{dermaal,kind} + AB_{kind,sc,or}}{TDI_{oraal}} + \frac{D_{inhalatoir,kind} + AB_{kind,sc,inh}}{TDI_{inhalatoir}} \quad (Formule 1)$$

$$RI_{volwassenen} = \frac{D_{oraal,volwassenen} + D_{dermaal,volwassenen} + AB_{volwassenen,sc,or}}{TDI_{oraal}} + \frac{D_{inhalatoir,volwassenen} + AB_{volwassenen,sc,inh}}{TDI_{inhalatoir}} \quad (Formule 2)$$

met

RI = risico-index voor kinderen/volwassenen;

D = totale dosis voor kinderen/volwassenen;

$AB_{sc,or}$ = orale achtergrondblootstelling voor het scenario voor kinderen/volwassenen;

$AB_{inh,or}$ = inhalatie achtergrondblootstelling voor het scenario van kinderen/volwassenen;

TDI_{oraal} = toelaatbare dagelijkse orale inname;

$TDI_{inhalatie}$ = toelaatbare dagelijkse inhalatie inname.

Als de risico-index een waarde heeft die groter is dan één, is er een kans op ernstige nadelige effecten ten gevolge van de blootstelling. De grootte van de risico-index geeft een indicatie van de mate van overschrijding van de toelaatbare dagelijkse inname en dus van de kans op nadelige effecten (OVAM, 2004b).

Bij carcinogene stoffen wordt de blootstelling wel uitgemiddeld over een volledig leven. Er wordt aangenomen dat de totale levensduur 70 jaar is. Verder wordt er verondersteld dat de blootstelling tijdens de kindertijd overeenkomt met een periode van zes jaar. De periode dat een mens effectief werkt, wordt hier verondersteld 45 jaar te zijn. De risico-index van carcinogene stoffen voor volwassenen op een industriegebied kan bepaald worden op basis van onderstaande formule (OVAM, 2004b).

$$RI = \frac{D_{oraal,volwassenen} + D_{dermaal,volwassenen}}{AD_{oraal,1/10^5}} + \frac{D_{inhalatoir,volwassenen}}{AD_{inhalatoir,1/10^5}} * \frac{45}{70} \quad (Formule 3)$$

met

RI = risico-index voor volwassenen

D = totale dosis voor volwassenen

AD = dosis overeenkomend met het vooropgestelde kankerrisico

→ het vooropgestelde kankerrisico bedraagt in deze formule $1/10^5$ levenslang blootgestelde personen

Als de risico-index een waarde heeft die groter is dan één, dan wordt het aanvaarde extra kankerrisico voor ernstige nadelige effecten of ernstige bedreiging overschreden (OVAM, 2004b).

2.4.4. Vlier-Humaan

2.4.4.1. Inleiding

Om de locatie specifieke risico-evaluatie te vergemakkelijken bestaat er het computerprogramma Vlier-Humaan, ontwikkeld door Van Hall Larenstein. OVAM heeft deze software goedgekeurd als model voor de locatie specifieke risico-evaluatie bij bodemverontreiniging. De uitkomst van het Vlier-Humaan programma is een risico-index (Environmental resources management, 2003; OVAM, 2004b; Pacioli, 2005 en Provoost et al., 2009).

Het Vlier-Humaan model berekent voor mensen een dagelijkse dosis die uitgedrukt wordt in milligram per kilogram lichaamsvet per dag. Dit komt volgens Environmental resources management (2003) overeen met "de hoeveelheid verontreinigende stof die een persoon dagelijks opneemt, zijnde de som van alle blootstellingsroutes, verdeeld over het lichaamsgewicht en dit per dag". Die dagelijkse dosis, berekend door het Vlier-Humaan model, maakt een onderscheid tussen volwassenen en kinderen. Daarna wordt de totale dagelijkse dosis vergeleken met de toelaatbare dagelijkse inname (TDI). Als de totale berekende dagelijkse dosis hoger is dan de toelaatbare dagelijkse dosis is er een kans dat de verontreiniging een negatief effect heeft op de blootgestelde persoon (Environmental resources management, 2003).

De aanpak van het computerprogramma Vlier-Humaan voor risico-evaluatie van niet-carcinogene stoffen en van carcinogene stoffen is verschillend. In het geval van niet-carcinogene stoffen wordt een maximale dosis bepaald waarbij geen nadelige effecten worden waargenomen, levenslange blootstelling verondersteld. Deze maximale dosis wordt de toelaatbare dagelijkse inname genoemd. Deze dosis krijgt ook de naam '*No Observed Adverse Effect Level*' omdat onder deze waarde geen nadelige effecten optreden voor de blootgestelde. In tegenstelling tot de drempelwaarde bij niet-carcinogene stoffen wordt er bij carcinogene stoffen een dosis-effectrelatie opgesteld. Deze relatie toont het aantal extra kankergevallen per eenheidsdosis of eenheidsconcentratie. Voor het opstellen van de normen wordt een dosis gehanteerd die overeenkomt met het voorvallen van één

extra kankergeval op 100.000 levenslang blootgestelde personen (Environmental resources management, 2003).

2.4.4.2. Input parameters

Allereerst moet het bodemgebruik met de relevante blootstellingsroutes gekozen worden. Alle mogelijke blootstellingsroutes die opgenomen zijn in Vlier-Humaan worden opgesomd in tabel 2. Het bodemgebruik van de locatie bepaalt de relevante blootstellingsroute. De Vlier-Humaan software heeft standaard bodemgebruik scenario's gedefinieerd, namelijk landbouwgebied, woongebied, dagrecreatie, verblijfsrecreatie, industrie lichte activiteit en industrie zware activiteit. Daarnaast kunnen er in het programma ook een aantal locatie specifieke elementen ingevoerd worden zoals organisch stofgehalte (2%), soortelijke massa (1,5kg/dm³), volumefractie water (0,2), volumefractie lucht (0,2), pH (6), lengte van de locatie (100m), breedte van de locatie (100m), materiaal waterleiding (PE), aard kelder (beton) en dikte betonlaag (0,1m). De waarden weergegeven tussen haakjes zijn de standaardwaarden. Voor de parameters soortelijke massa, volumefractie water, volumefractie lucht en pH worden meestal de standaardwaarden gebruikt. Afhankelijk van de gebruikte versie van Vlier-Humaan zijn stof-specifieke parameters van 120 chemicaliën vervolledigd en aangepast aan de geldende normen (Eggermont, 2009).

Tabel 2: Overzicht blootstellingsroutes

Blootstellingsroute	Relevantie in risicoberekening
Inhalatie van binnenlucht	Indien bebouwing aanwezig boven de verontreiniging
Inhalatie van buitenlucht	Beperkt gelet op de verdunning in de atmosfeer
Verbruik van drinkwater	Indien waterleiding in PE, aanwezig in eerste meter
Inhalatie via baden/douchen	Indien waterleiding in PE, aanwezig in eerste meter
Dermaal contact via baden/douchen	Indien waterleiding in PE, aanwezig in eerste meter
Ingestie van bodemdeeltjes	Indien aanwezig in toplaag
Inhalatie van bodemdeeltjes	Indien aanwezig in toplaag
Dermaal contact met bodemdeeltjes	Indien aanwezig in toplaag
Verbruik van gewassen	Indien aanwezig in toplaag
Verbruik van vlees	Indien aanwezig in toplaag
Verbruik van melk	Indien aanwezig in toplaag

(Bron: Eggermont, 2009)

2.5. Types sanering

Er bestaan verschillende technieken voor het saneren van een verontreinigde bodem. Hierbij kan gedacht worden aan onder andere natuurlijke attenuatie, pump & treat, fytoremediatie,

stoominjectie, chemische oxidatie, bodemluchtexttractie, enz. Enkel de eerste drie saneringstechnieken, namelijk natuurlijke attenuatie, pump & treat en fyto-remediatie zullen gebruikt worden in deze masterproef en zullen daarom hieronder verder uitgelegd worden (VMM, 2011).

2.5.1. Natuurlijke attenuatie

Natuurlijke attenuatie is een natuurlijk proces in bodem (grond, grondwater en bodemlucht) waarbij de massa, de toxiciteit, de mobiliteit, het volume en/of de concentratie van de polluenten afnemen binnen een redelijke termijn zonder menselijke tussenkomst. Het doel van natuurlijke attenuatie is om het risico van de verontreiniging terug te brengen tot een aanvaardbaar niveau. Er is sprake van gemonitorde natuurlijke attenuatie als een bodemsaneringsproject uitgaat van natuurlijke attenuatie. Gemonitorde natuurlijke attenuatie is een methode voor bodemsanering die uitgaat van het begrijpen en kwantitatief onderbouwen van de natuurlijke processen op een verontreinigde locatie. Deze natuurlijke processen moeten voor mensen en voor de ecologische ontvangers een doeltreffende bescherming bieden tegen risicovolle blootstelling aan de verontreiniging. Vooraleer natuurlijke attenuatie gebruikt zal worden als saneringstechniek is het belangrijk dat de technische haalbaarheid ervan wordt onderzocht. Natuurlijke afbraak of natuurlijke attenuatie is goed onderbouwd voor een aantal verontreinigingstypes, zoals BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen), VOCL (vluchtige gechloroerde solventen), minerale olie en PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen) (EMIS, 2009; EPA, 2001c; VITO, 2009 & VITO, 2011).

Gebruik maken van natuurlijke attenuatie levert een aantal voordelen op ten opzichte van andere saneringstechnieken. Zo zal natuurlijke attenuatie lagere saneringskosten, minder overlast en een lagere belasting voor de andere milieucompartimenten met zich meebrengen. De nadelen van natuurlijke attenuatie als saneringstechniek zijn de lange saneringsduur, de beperkingen in gebruik en de mogelijkheid dat de verontreiniging tijdelijk toeneemt (Roosma et al., 2007).

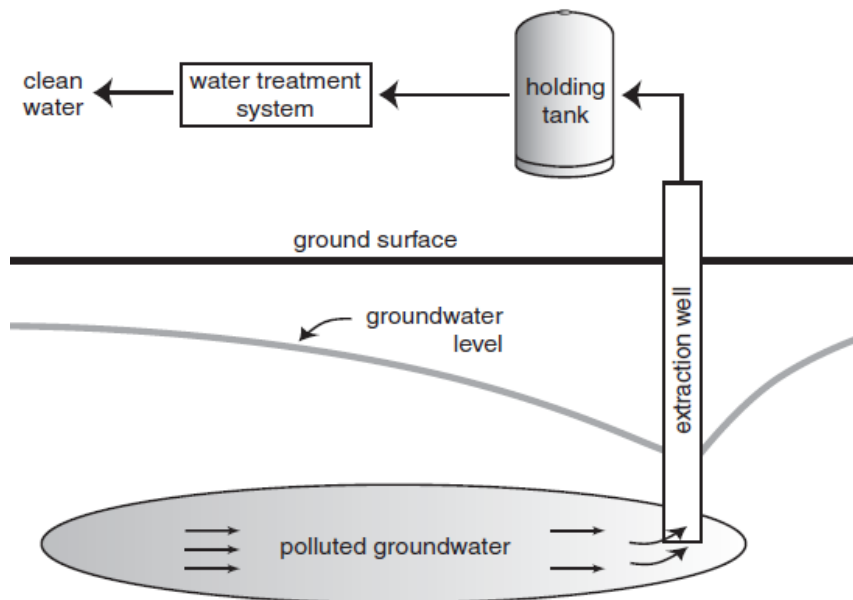
2.5.2. Pump & treat

Tabel 3 geeft een overzicht van de aantallen van de gebruikte saneringstechnieken op 1 januari 2010. Dit zijn de aantallen voor conform bodemsaneringsprojecten, namelijk projecten waarvoor de OVAM een goedkeuring en vergunning heeft afgeleverd. Pump & treat is de meest gebruikte grondwatersaneringstechniek. Conventionele pump & treat technieken brengen verontreinigd grondwater naar het oppervlak om het daar te zuiveren. Het zuiveren van het grondwater kan veel gemakkelijker bovengronds gebeuren (EPA, 1996 & EPA, 2001b).

Tabel 3: Overzicht saneringstechnieken bodemsaneringsprojecten, toestand 01-01-2010

Type sanering	Specifieke saneringstechniek	Aantal
Grondwatersanering	Lozing/verwerking	2.581
	Reïnfiltratie	42
In-situ sanering	Bodemluchtextractie	578
	Persluchtinjectie	139
	Bioventing/biosparging	48
	Reactief scherm	8
	Natuurlijke attenuatie	435
	Fytoremediatie	4
	Bioprecipitatie	3
	Immobilisatie/neutralisatie	10
	Chemische oxidatie	30
	Stoominjectie	2
	Surfactantia	3
	Grondwaterrecirculatiecellen	2
	Co-solvent flushing	1
Isolatie	Civieltechnisch	83
	Geohydrologisch	28

(Bron: databank OVAM, 2010)



Figuur 3: Werking conventionele pump & treat

(Bron: EPA, 2001b)

In het conventionele pump & treat systeem is een 'extraction well' of onttrekkingsput, ingebouwd, zoals te zien is op figuur 3. Per onttrekkingsput is er één pomp voorzien. Een onttrekkingsput is nodig om het verontreinigde grondwater uit de bodem te verwijderen en naar het oppervlak te brengen. Daarna gaat het verontreinigde grondwater in een 'holding tank' of opslagtank. Dit is een reservoir dat gebruikt wordt om het verontreinigde grondwater in op te slaan. Vervolgens zal het verontreinigde grondwater behandeld worden in een 'water treatment system' of waterzuiveringseenheid. Deze behandeling zal leiden tot gezuiverd grondwater, wat natuurlijk eerst getest zal worden vooraleer het water opnieuw gebruikt wordt. Om te komen tot een effectief pump & treat systeem is het belangrijk dat eerst de oorzaak van de verontreiniging aangepakt, hersteld en/of verwijderd wordt. Op deze manier wordt verdere verontreiniging voorkomen en kan het pump & treat systeem optimaal functioneren (EPA, 1996 & EPA, 2001b).

De pump & treat saneringstechniek gebeurt in-situ, zonder ontgraven van bodem, en is erg eenvoudig. Nadelen van deze techniek zijn de lange saneringsduur en de hoge kostprijs (EPA, 1996 & EPA, 2001b).

2.5.3. Fytoremediatie

Planten kunnen gebruikt worden om een milieuverontreiniging, bestaande uit onder andere metalen, pesticiden, explosieven en olie, op te kuisen. Dit kunnen ze omdat hun wortels water en nutriënten van de verontreinigde bodem en grondwater opnemen. De diepte die planten kunnen bereiken om chemicaliën op te nemen hangt af van de lengte van hun wortels. De wind, de regen en het grondwater kunnen de verontreiniging verplaatsen naar andere locaties. Planten kunnen dit voorkomen (EPA, 2001a).

Jaco Vangronsveld, professor aan de Universiteit Hasselt en directeur van het Centrum voor Milieukunde, omschrijft de term fytoremediatie als "een technologie die gebruikmaakt van planten en vegetaties om de milieu- en gezondheidsrisico's die gepaard gaan met bodemverontreinigingen te verminderen" (Universiteit Hasselt, 2009).

In het artikel van Raskin et al. (1997) wordt fytoremediatie omschreven als "het gebruik van groene planten om pollutanten, verontreinigende stoffen, te verwijderen uit het milieu of om pollutanten onschadelijk te maken." Deze omschrijving kan verder uitgeklaard worden. Er bestaan namelijk meerdere planten die ingezet kunnen worden bij fytoremediatie. Hierbij kan gedacht worden aan *Salix* (wilg), *Helianthus* (zonnebloem), *Brassica napus* (koolzaad), *Populus* (populier) en allerhande kruidjes, zoals *Thlaspi caerulescens*, *Arabidopsis halleri*, en *Alyssum bertholonii* (Peer et al., 2005). Er wordt vooral gekozen voor populieren en wilgen omdat deze bomen snel groeien, eenvoudig te kweken zijn en veel biomassa opleveren. Bepaalde biologische producten kunnen energie leveren. Deze biologische producten zijn organische materialen en/of hernieuwbare

grondstoffen van plantaardige of dierlijke oorsprong en worden biomassa genoemd. Energie kan geproduceerd worden door het gebruik van fossiele brandstoffen. Het kan echter ook geproduceerd worden door het gebruik van biomassa (Duurzaam industrieel bouwen, 2008). De pollutanten kunnen onderverdeeld worden in zware metalen (zoals ijzer, zink, cadmium, nikkel, koper), radionucliden (zoals uranium, thorium, strontium, cesium) en organische verontreiniging (zoals BTEX, benzeen). Een eigenschap van organische verontreiniging is degradatie, de verontreiniging zal met andere woorden op termijn zichzelf sowieso oplossen (EPA, 2001a; Gerhardt et al., 2009 & Pivetz, 2001).

Fytoremediatie kan toegepast worden als saneringstechniek voor een verontreiniging in bodem en in grondwater. Er bestaan verschillende vormen van fyto-remediatie, zoals fyto-extractie, fytostabilisatie, fytovolatilisatie en fytodegradatie. Bij fyto-extractie nemen planten de verontreiniging op en worden de planten nadien geoogst. Fytostabilisatie is de immobilisatie van de verontreiniging in de wortelzone. De verontreiniging wordt als het ware opgenomen en vastgehouden in de wortelzone van planten. Fytovolatilisatie is de vervluchtiging van de verontreiniging door bladeren. Planten gaan de verontreiniging, die oplosbaar is in water, opnemen en vrijlaten in de atmosfeer wanneer het water uitdampt. De verontreiniging kan gewijzigd worden aangezien het water zich verplaatst van de wortels tot de bladeren langs het vasculaire systeem van de plant. Hierbij zal de verontreiniging verdampen of vervluchtigen in de lucht rondom de plant. Fytodegradatie is de opname, de metabolisatie (omzetting in stofwisseling) en de afbraak van de organische verontreiniging in de plant of de afbraak van de organische verontreiniging in bodem, sedimenten, slib, grondwater of oppervlaktewater door enzymen. Deze enzymen worden aangemaakt en vrijgelaten door de plant zelf (EPA, 2001a; Gerhardt et al., 2009 & Pivetz, 2001).

Fytoremediatie heeft een aantal voordelen ten opzichte van andere saneringstechnieken. Zo is fyto-remediatie goedkoop, kan het in situ (op de plaats zelf) gebeuren, is het milieuvriendelijk (de bodemstructuur blijft behouden omdat organische materialen, nutriënten en zuurstof worden toegevoegd aan de bodem via planten en micro-metabolische processen) en kan het ingezet worden bij grote oppervlaktes. Fytoremediatie wordt door het publiek erg geaccepteerd, waardoor het interessant wordt voor de industrie. Fytoremediatie heeft ook een aantal nadelen. Het is traag, erg specifiek en kan enkel gebruikt worden voor een licht tot matig verontreinigde locatie (EPA, 2001a; Gerhardt et al., 2009 & Pivetz, 2001).

Deel 2: Economische aspecten

1. Inleiding

Volgens Khadam & Kaluarachchi (2003) is de dringendste en belangrijkste uitdaging in het kader van beslissingsanalyse met betrekking tot verontreinigde locaties, de balans vinden tussen het humane gezondheidsrisico en de hoge kost van risicocontrolemetingen. De beslissing om te bepalen welke saneringstechniek het meest efficiënt is, kan gebaseerd zijn op verschillende beslissingscriteria. Voorbeelden van deze beslissingscriteria zijn totale kosten, residuele gezondheidsrisico, risicoreductie en kost per gered leven (CPLS = 'cost per life saved'). Er wordt gekeken naar het niveau waarop de sanering uitgevoerd moet worden zodat de eventuele inspanning kosteneffectief is, rekening houdend met de beschikbare middelen, zonder dat het publieke gezondheidsrisico toeneemt. Khadam & Kaluarachchi (2003) gebruiken een risico-kosten-baten analyse om de optimale periode te berekenen dat een pump & treat-systeem operationeel moet zijn. Hierbij wordt de kosteneffectiviteit uitgedrukt in een saneringskost per gered leven (Khadam & Kaluarachchi, 2003).

In het artikel van Rosén et al. (1998) wordt een minimaliserende risico-kostenanalyse gebruikt om een beslissing te kunnen nemen. Er wordt rekening gehouden met alle investeringskosten en alle risico's van elk van de alternatieven. Met deze analyse is het de bedoeling twee alternatieven te vergelijken om de impact van verspreide nitraat en aluminium bronnen op grondwater te verkleinen. Verder is het ook de bedoeling het grondwaterverontreinigingsrisico monetair te waarderen op basis van de prijs van het water (Rosén, et al., 1998).

De beslissingsmethode gebruikt in het artikel van Lemming et al. (2010) houdt rekening met saneringskosten, de kosten die gepaard gaan met het gezondheidsrisico en de mogelijke milieukosten. De gezondheidsrisicokosten zijn verbonden met het resterende verontreinigingsniveau op de locatie en met de doorstroom van verontreiniging in grondwater, dat gebruikt wordt als drinkwater. Om de concentraties van de verontreiniging in de stroomafwaartse grondwaterput te schatten wordt in dit artikel gebruik gemaakt van een probabilistisch blootstellingsmodel. De kost, die gepaard gaat met het risico voor de menselijke gezondheid, wordt geschat door gebruik te maken van de 'life quality time allocation' index. De mogelijke milieu impact wordt bepaald door 'life cycle assessment'. Uiteindelijk zullen de impact op gezondheid en op milieu monetair gewaardeerd worden. Dit wordt gedaan aan de hand van een vereenvoudigd kostenmodel (Lemming et al., 2010).

Scholz & Schnabel (2006) maken gebruik van een 'multi-criteria utility theory' om het algemene nut van de verschillende beslissingsalternatieven te bepalen. Hiervoor wordt de som van vier afzonderlijke 'utilities', die betrekking hebben op de impact op de menselijke gezondheid, de

saneringskosten, de bodemproductiviteit en de marktwaarde van de locatie na saneren, gebruikt. Vervolgens worden aan de *'utilities'* een absolute waarde tussen nul en één toegekend, waarbij een score van één aan de meest gunstige uitkomst wordt gegeven. Zo een meest gunstige uitkomst heeft geen gezondheidseffecten of heeft een saneringskost die nul bedraagt. Voordeel van deze beslissingsmethode is dat de impact van de verschillende saneringsalternatieven niet monetair gewaardeerd moet worden (Lemming et al., 2010).

Een kosten-effectiviteitsanalyse wordt vaak uitgevoerd om beslissingen te kunnen nemen met betrekking tot meerdere gezondheidsalternatieven. Het is vaak erg moeilijk om een gered leven monetair te waarderen. Bij het evalueren van een gezondheidsbeleid wordt meestal gebruik gemaakt van een *'cost-utility analysis'*. Dit is een onderdeel van een kosten-effectiviteitsanalyse. Bij dit soort analyse worden de incrementele kosten van de verschillende alternatieven vergeleken met de veranderingen in gezondheid. De veranderingen in gezondheid, die veroorzaakt worden door de verschillende alternatieven, worden gemeten aan de hand van DALYs. DALY staat voor *'disability adjusted life years'* en is een maatstaf voor het aantal gezonde levensjaren die verloren gaan door het hebben van een bepaalde ziekte. Uiteindelijk zal er voor de verschillende saneringstechnieken een kost per vermeden DALY worden gevonden. De saneringstechniek met de laagste kost per vermeden DALY wordt beschouwd als de meest efficiënte techniek (Boardman et al., 2006 & Torfs, 2003).

2. DALY

DALYs worden veel gebruikt in studies en rapporten met betrekking tot volksgezondheid. De afkorting staat voor *'disability adjusted life years'*. Deze indicator meet het aantal gezonde levensjaren die verloren gaan door het hebben van een bepaalde ziekte. Een DALY houdt rekening met de uitkomsten ten gevolge van zowel sterfte als van morbiditeit. Daarom is een DALY ook de som van twee termen. De eerste term is de huidige waarde van de toekomstige levensjaren verloren door vroegtijdige sterfte. De tweede term is de huidige waarde van de toekomstige levensjaren gecorrigeerd voor de gemiddelde ernst (frequentie en intensiteit) van enige mentale of fysieke onbekwaamheid veroorzaakt door een ziekte of kwetsuur. De eerste term wordt afgekort tot YLL (*'years of life lost'*) en de tweede term tot YLD (*'years of life lived with a disability'*) (Aertsens et al., 2010; Fox-Rushby & Hanson, 2001, Torfs, 2003 & Van Wezel et al., 2008).

DALYs zullen gebruikt worden in een *'cost-utility analysis'* aangezien ze rekening houden met het aantal betrokken mensen, de duur van de specifieke gezondheidstoestand en de ernst van de toestand. DALYs, uitgedrukt in tijd, worden gebruikt om regio's te kunnen vergelijken wat betreft het verlies aan gezonde levensjaren. Hiermee kan er een totale vergelijkbare gestandaardiseerde ziektelast bepaald worden. Het DALY-concept is ontwikkeld om op nationaal of regionaal niveau de

algemene ziektelast, die verschillende oorzaken kent, te meten en te vergelijken (Aertsens et al., 2010; Fox-Rushby & Hanson, 2001, Torfs, 2003 & Van Wezel et al., 2008).

In dit deel is een literatuurstudie terug te vinden betreffende DALYs. De inhoud van de verschillende artikels met betrekking tot DALYs wordt besproken. Uiteindelijk zal een tabel worden samengesteld met de verschillende gegevens uit de verschillende artikels, waardoor het onderscheid tussen de verscheidene artikels duidelijk wordt. Dit deel van de literatuurstudie schept een beeld over het aantal DALYs die gepaard gaan met leukemie. Verder is ook de waarde van één DALY nodig voor het verdere verloop van deze masterproef. Uiteindelijk zal dan ook aangehaald worden welke cijfers verder gebruikt zullen worden in de economische analyses van deze masterproef.

2.1. Torfs, 2003

De algemene formule voor DALY, die terug te vinden is in het rapport van Torfs (2003), is als volgt:

$$DALY_{r,K} = S * \frac{KCe^{ra}}{r + \beta} * e^{-r+\beta} D+a - r + \beta D + a - 1 - e^{-r+\beta} a - r + \beta a - 1 + \frac{1-K}{r} 1 - e^{-rD} \quad (Formule 4)$$

met

r = discontovoet;

K = parameter die leeftijdsafhankelijke weging bepaalt;

C = constante i.v.m. de leeftijdscorrectie = 0,16243;

a = leeftijd bij begin (bij overlijden, of bij begin van de ziekte);

β = constante i.v.m. de leeftijdscorrectie = 0,04;

S = gewicht of ernst van de aandoening waarbij de ernst gelijk aan 1 is bij sterfte;

D = levensverwachting op leeftijd a of duur van de aandoening.

In deze studie van Torfs wordt geen rekening gehouden met een leeftijdscorrectie. Er worden twee scenario's uitgewerkt. Een scenario waarbij er niet verdisconteerd wordt en een scenario waarbij er verdisconteerd wordt aan 3% (Torfs, 2003).

De formule voor DALYs voor een bepaalde ziekte of voor een bepaalde factor die verantwoordelijk is voor ziekte bestaat uit de som van het totaal aantal verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte en het totaal aantal levensjaren geleefd met de ziekte:

$$DALY = YLL + YLD \quad (Formule 5)$$

met

YLL = years of life lost;

YLD = years lived with a disability.

In het rapport van Torfs (2003) is terug te vinden hoe YLL en YLD bepaald worden. Zo wordt YLL bepaald door middel van levenstabellen en het analyseren van de leeftijdsspecifieke levensverwachting. Het bepalen van YLD gebeurt door middel van incidentiedata, of mid-jaar prevalentie data, vermenigvuldigd met de wegingsfactor en de duur van een ziekte (Torfs, 2003).

2.1.1. YLL (verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte)

Voor carcinogene stoffen zijn er eenheidsrisico's vastgelegd door WHO en U.S. EPA. Deze risico's geven een indicatie van het potentiële risico op sterfte ten gevolge van kanker bij levenslange blootstelling aan een eenheidsconcentratie van de pollutant. Op basis van dit eenheidsrisico kan vervolgens een richtwaarde op een aanvaardbaar risico worden bepaald. Dit is dan de concentratie van de pollutant die bij levenslange blootstelling één extra kanker geval veroorzaakt op 100.000 blootgestelde mensen (Torfs, 2003).

Er zijn in deze studie verschillende vormen van sterfte opgenomen, zoals leukemie, huidkanker, longkanker, melanoom, hartziekten, chronische bronchitis, enz. De afdeling Epidemiologie van het Wetenschappelijk Instituut voor de Volksgezondheid heeft voor al deze sterfteoorzaken Vlaamse statistieken opgesteld. Vertrekkende van de potentieel verloren levensjaren in de populatie van 1 tot 74 jaar is er voor het jaar 1997 een verdeling van het aantal verloren levensjaren per overlijden voor de specifieke ziekte opgesteld en is het gemiddeld aantal verloren levensjaren bepaald. Dit alles is gebeurd aan de hand van analyses met SPMA ('*standardized procedure for mortality analysis*'). In deze studie is geopteerd om te gaan tot een leeftijd van 74 jaar voor twee redenen. Ten eerste omdat lange termijn studies over bijvoorbeeld fijn stof slechts uitspraak doen over een steekproef tot ongeveer 70 jaar. Ten tweede omdat vanaf hoge leeftijden andere competitieve risico's de associaties tussen pollutant en effect verstoren. De resultaten van deze studie zijn terug te vinden in tabel 4 (Torfs, 2003).

Tabel 4: Verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte in Vlaanderen, situatie 1997

Oorzaak	Gemiddeld aantal verloren levensjaren (YLL)	S of W	D
Cardio-respiratoir	7,7	1	7,7
Leukemie	14,9	1	14,9
Melanoom	14,8	1	14,8
Huidkanker	14,8	1	14,8
Longkanker	8,1	1	8,1

(Bron: Torfs, 2003)

In tabel 4 is het gemiddeld aantal verloren levensjaren in Vlaanderen (1997) per oorzaak terug te vinden. Leukemie sterfte (YLL) ten gevolge van een benzeenverontreiniging heeft volgens de studie van Torfs (2003) een duur van 14,9 en een wegingsfactor 1. Bij sterfte wordt de wegingsfactor altijd gelijkgesteld aan 1, vandaar dat in tabel 4 alle wegingsfactoren een waarde van 1 hebben. Er dient opgemerkt te worden dat YLL voor leukemie het hoogst is, namelijk 14,9. Dit hoge cijfer is volgens Torfs (2003) te verklaren doordat leukemie ook bij kinderen voorkomt (Torfs, 2003).

2.1.2. YLD (levensjaren geleefd met een ziekte)

De studie van Torfs (2003) geeft een tabel van de gebruikte wegingsfactoren en van de duur van de effecten voor het bepalen van de milieu-gerelateerde ziektelast. Met milieu-gerelateerde ziektelast wordt bedoeld dat de ziekte veroorzaakt wordt door het milieu. Hierbij kan gedacht worden aan milieuproblemen zoals luchtverontreiniging, bodemverontreiniging, ozon, geluidsoverlast, fijn stof, enz. De duur van de aandoening is nodig om het aantal DALYs te kunnen berekenen, indien een milieuverontreiniging aanleiding geeft of heeft gegeven tot een ziekte. Voor het bepalen van de duur heeft de auteur van deze studie zich gebaseerd op Nederlandse (De Hollander et al., 1999 & Melse et al., 1997) en Australische (Mathers et al., 1999) studies. Leukemie morbiditeit (YLD) ten gevolge van een benzeenverontreiniging heeft een duur van 2,7 en een wegingsfactor van 0,83 (Torfs, 2003).

2.1.3. Resultaten

Om te komen tot het aantal DALYs worden de relatieve risico's of de eenheidsrisico's voor kankerverwekkende stoffen in rekening gebracht. De blootstelling is berekend op basis van jaargemiddelde concentraties van de bepaalde pollutant. Voor benzeen en voor enkele zware metalen is er rekening gehouden met de variabiliteit in blootstelling. De incidentie of prevalentie is afkomstig van Vlaamse statistieken. Hiervoor is gebruik gemaakt van oorzaak specifieke sterftecijfers, kankerregistratiecijfers, minimaal klinische gegevens en resultaten van gezondheidsenquêtes. Waar er geen cijfers gevonden werden, werden de cijfers van incidentie of prevalentie van de oorspronkelijke studie gebruikt. Het bepalen van het aantal attributieve gevallen is grotendeels gebaseerd op bestaande kennis waarbij de '*at least approach*' gehanteerd wordt. Hierbij wordt een situatie zonder pollutie afgetrokken van de incidentie of prevalentie. In deze studie van Torfs (2003) wordt voor benzeen een attributief risico of incidentie van leukemie sterfte van ongeveer 1,25 gevallen per jaar genomen. Voor leukemie morbiditeit ten gevolge van een blootstelling aan benzeen bedraagt het aantal attributieve gevallen die toegewezen kunnen worden aan de jaargemiddelde concentratie 0,62 gevallen op jaarbasis. Het eenheidsrisico dat gebruikt wordt, is $2,6 \cdot 10^{-6}$. Dit attributief risico wordt in rekening gebracht door het respectievelijk met YLL en YLD te vermenigvuldigen. Om dan uiteindelijk tot het totaal aantal DALYs te komen die gepaard gaan met leukemie ten gevolge van een blootstelling aan benzeen, moet het aantal verloren

levensjaren door vroegtijdige sterfte aan leukemie (YLL) opgeteld worden bij het aantal jaren geleefd met leukemie (YLD). Zo wordt er een resultaat van 20,4 DALYs bekomen indien er niet verdisconteerd wordt en 16,3 DALYs bij een verdiscontering aan 3% (Torfs, 2003).

De bestudeerde pollutanten in de studie van Torfs (2003) leiden in Vlaanderen tot een verlies van respectievelijk 41.664 gezonde levensjaren als er niet verdisconteerd wordt en 36.771 bij een verdiscontering aan 3%. Deze cijfers zijn terug te vinden in tabel 5. Volgens een studie van Baert et al. (2001) bedraagt het totaal aantal DALYs in Vlaanderen 1.200.000. In Vlaanderen is dus 3,5% ($= \frac{41.664}{1.200.000}$) van de totale ziektelast, uitgedrukt in DALYs, te wijten aan milieufactoren. Dit is in overeenstemming met resultaten uit de studie van de Hollander et al. (1999). Hierin staat namelijk dat in Nederland 5% van de totale ziektelast te wijten is aan milieufactoren (Torfs, 2003).

Tabel 5: Overzicht van de totale DALYs in Vlaanderen

DALYs	0% verdiscontering	3% verdiscontering
Totaal	41.664	36.771

(Bron: Torfs, 2003)

2.1.4. Waardering van DALYs

Het monetair waarderen van de gezondheidsschade gebeurt in deze studie op basis van twee maatstaven. De eerste maatstaf is de individuele bereidheid tot betalen (WTP = *'willingness to pay'*) die de burger heeft om de specifieke gezondheidseffecten of een verhoogd risico op vroegtijdige sterfte te vermijden. Als tweede maatstaf is er de bereidheid om een compensatie voor negatieve impacts te aanvaarden (WTA = *'willingness to accept'*). WTP en WTA zijn voor iedere persoon verschillend, aangezien ze betrekking hebben op de individuele preferentie. WTP en WTA kunnen beïnvloed worden door onder andere de houding die mensen hebben ten opzichte van risico en door hun inkomen. De WTP en WTA kunnen best berekend worden op basis van de maatschappelijke kosten van toegenomen gezondheidsklachten en van de kosten die gepaard gaan met het verlies aan inkomen bij ziekte of vroegtijdige sterfte. Deze kosten worden COI (= *'cost of illness'*) genoemd (Torfs, 2003).

De waarden voor morbiditeit die gebruikt worden in deze studie, zijn gebaseerd op de studies van Bickel et al. (2003), Friedrich & Bickel (2001) en CSERGE (1999). Voor de waarden van sterfte te bepalen wordt in deze studie gekeken naar de waarde van een statistisch leven (VSL = *'value of a statistical life'*). Er wordt verondersteld dat er een lineaire relatie tussen risico en waardering is (Torfs, 2003).

In deze studie wordt volgende conclusie gevonden: een statistisch verloren levensjaar ten gevolge van acute impacts kan gewaardeerd worden aan ongeveer 105.000 euro zonder verdiscontering of aan 165.000 euro bij een verdiscontering tegen 3%. Een statistisch verloren levensjaar ten gevolge van chronische impacts kan gewaardeerd worden aan ongeveer 105.000 euro zonder verdiscontering of aan 96.000 euro bij een verdiscontering tegen 3%. Er wordt in deze studie gekozen om ook deze bedragen te verdisconteren omwille van de menselijke tijdspreferentie van het geld. Verdisconteren is belangrijk bij lange termijn impacts zoals onder andere PM of carcinogene stoffen. Om de verloren levensjaren voor vroegtijdige sterfte ten gevolge van langdurige blootstelling te kunnen waarderen, moet rekening gehouden worden met de latentietijd. Dit is de tijd die tussen de impact en de blootstelling ligt. Bij lange termijn impacts zal de waardering van een levensjaar bij een verdiscontering tegen 3% lager liggen, namelijk 96.000 euro, dan wanneer er niet verdisconteerd wordt, namelijk 105.000 euro. In deze studie wordt verondersteld dat de waarde van een verloren levensjaar niet beïnvloed wordt door de leeftijd (Torfs, 2003).

Tabel 6: Totale externe gezondheidskost

Externe gezondheidskost	0% verdiscontering	3% verdiscontering
Totaal	3.002.484.349 euro	3.270.730.521 euro

(Bron: Torfs, 2003)

Om te komen tot externe gezondheidskosten moeten de attributieve gevallen omgerekend worden met behulp van de 'willigness to pay' (WTP) (Torfs, 2003). In tabel 6 zijn de externe gezondheidskosten terug te vinden bij 0% verdiscontering en 3% verdiscontering. Er dient opgemerkt te worden dat de totale externe verdisconteerde gezondheidskost hoger is dan de niet-verdisconteerde totale externe gezondheidskost. Dit is tegenstrijdig met de definitie van verdisconteren. Verdisconteren houdt namelijk in dat een lagere waarde wordt toekend aan toekomstige kosten en baten in vergelijking met onmiddellijke kosten en baten. Dit komt volgens de auteurs van de studie door de mathematische afleiding van de kost per verloren levensjaar uit een constante VSL. Door VSL rechtstreeks af te leiden zal deze tegenstrijdigheid vermeden kunnen worden (Torfs, 2003).

Tabel 7: De gemiddelde externe gezondheidskost per verloren gezond levensjaar

Discontovoet	Externe gezondheidskost per verloren gezond levensjaar	
	0%	3%
Gemiddelde	72.063 euro per DALY	78.501 euro per DALY

(Bron: Torfs, 2003)

Tabel 7 toont hoe een DALY monetair gewaardeerd kan worden. Om te komen tot de resultaten in tabel 7 worden de gegevens van tabel 5 (d.i. totale DALYs) en tabel 6 (d.i. totale externe gezondheidskost) gebruikt. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen de gebruikte discontovoet. Bij verdisconteren wordt rekening gehouden met de tijds waarde van het geld, want één euro vandaag is meer waard dan één euro in de toekomst. Verdisconteren is nodig omdat er sprake is van toekomstige bedragen, namelijk potentieel vermeden ziektekosten in de toekomst. Er wordt in deze studie gekozen voor een standaard discontovoet van 3% omdat deze discontovoet zowel de tijdsvoorkeur als de productiviteit van het kapitaal weerspiegelt. Als er verondersteld wordt dat er niet verdisconteerd zal worden, is één DALY 72.063 euro waard. Met een discontovoet van 3% is één DALY 78.501 euro waard. Deze cijfers komen uit de studie van Torfs (2003) en zijn gebaseerd op de beschouwde pollutanten en effecten die gebruikt worden in deze studie (Torfs, 2003).

2.2. Crettaz et al., 2002

De formule voor DALY die in de studie van Crettaz (2002) gebruikt wordt, is:

$$DALY_p = YLL_p + YLD_p \quad (\text{Formule 6})$$

met

$DALY_p$ = disability adjusted life years per incidence for the specific cancer type (year/incidence);

YLL_p = years of life lost per affected person (year/incidence);

YLD_p = years of life lived with a disability per affected person (year/incidence).

2.2.1. YLL (verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte)

De formule voor het bepalen van YLL per getroffen persoon zonder rekening te houden met de discontovoet en de leeftijds correctie is volgens Crettaz et al. (2002) als volgt:

$$YLL_p = \frac{L}{N} \quad (\text{Formule 7})$$

met

L = total expected years of life lost (year);

N = total number of incidences (incidences).

2.2.2. YLD (levensjaren geleefd met een ziekte)

De formule voor het bepalen van YLD per getroffen persoon zonder rekening te houden met de discontovoet en de leeftijds correctie is volgens Crettaz et al. (2002) als volgt:

$$YLD_p = D * W$$

(Formule 8)

met

D = duration of the disability (year/incidence)

W = disability weight, describing the severity of the disability (-)

2.2.3. Resultaten

Het onderscheid tussen YLL en YLD is gebaseerd op een studie van Murray & Lopez (1996) in samenwerking met WHO en World Bank. Tabel 8 is samengesteld op basis van de resultaten uit de studie van Murray & Lopez (1996). Murray & Lopez hebben de duur van een bepaalde ziekte, het incidentieaantal en het totaal aantal verloren levensjaren voor 16 verschillende kankersoorten bepaald op basis van ziekenhuisregisters. Om de duur (*W*) voor de verschillende kankersoorten te bepalen wordt er beroep gedaan op gezondheidsexperts (Crettaz, 2002).

Tabel 8: DALY per getroffen persoon voor verschillende kankertypes

Kanker type	W	D	YLD _p = D*W	L	N	YLL _p = L/N	DALY _p
Maag	0,217	2,9	0,63	7,0*10 ⁶	1,1*10 ⁶	6,4	7,03
Dikke darm	0,217	3,7	0,80	3,9*10 ⁶	9,9*10 ⁵	3,9	4,70
Lever	0,239	1,6	0,38	6,3*10 ⁶	5,4*10 ⁵	11,7	12,08
Long	0,146	1,8	0,26	8,3*10 ⁶	1,1*10 ⁶	7,6	7,86
Borst	0,069	4,2	0,29	3,8*10 ⁶	1,1*10 ⁶	3,5	3,79
Prostaat	0,113	4,2	0,48	1,1*10 ⁶	6,8*10 ⁵	1,6	2,08
Leukemie	0,112	3,1	0,35	4,4*10⁶	3,1*10⁵	14,2	14,55
Gemiddelde							6,74

(Bron: Crettaz et al., 2002 op basis van World data van Murray & Lopez, 1996)

Kijkend naar de resultaten in tabel 8 kan er opgemerkt worden dat de DALY voor prostaat kanker het laagst is en de DALY voor leukemie het hoogst is, respectievelijk 2,08 jaar/incidentie en 14,55 jaar/incidentie. De gemiddelde DALY voor de 16 kankersoorten en de overige kankertypes bedraagt 6,74 jaar/incidentie. Er dient opgemerkt te worden dat YLD slechts een klein deel van de totale DALY vertegenwoordigt. De belangrijkheid van vroegtijdige sterfte domineert dus en de gekozen *W*-waarde voor sterfte ten gevolge van de kanker heeft weinig invloed op het resultaat van een LCA (= 'life cycle analysis') (Crettaz, 2002).

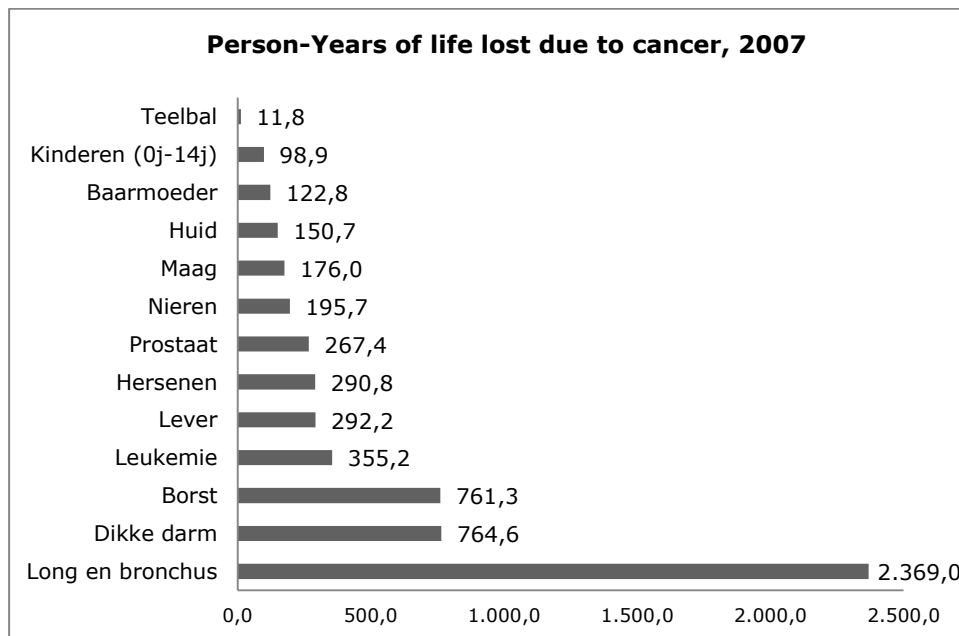
2.2.4. Waardering van DALYs

Het kwantificeren en monetair waarderen van DALYs worden in deze studie niet aangehaald (Crettaz, 2002).

2.3. National Cancer Institute, 2011

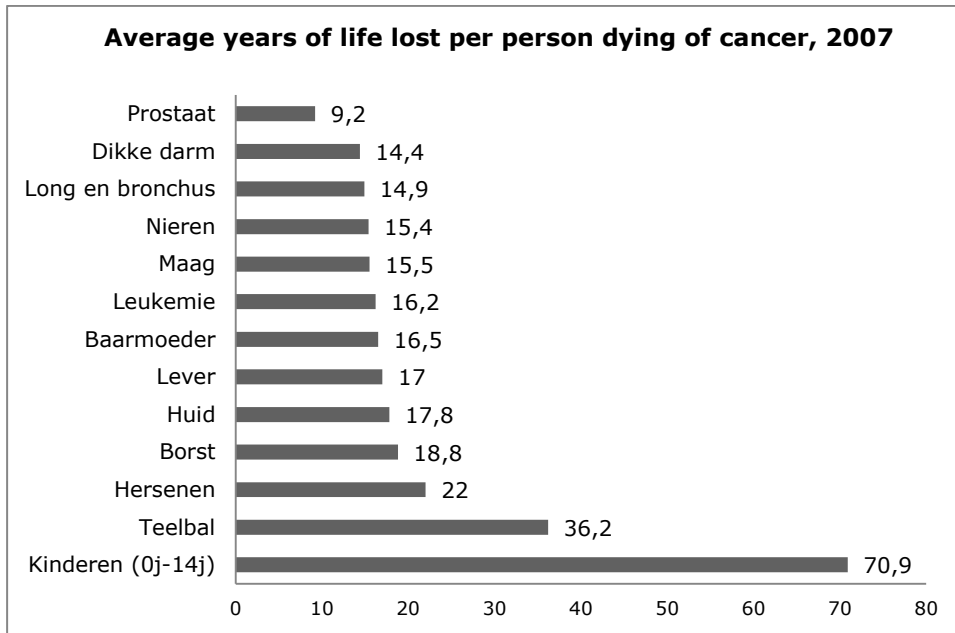
2.3.1. YLL (verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte)

In Amerika was in 2007 overlijden ten gevolge van kanker verantwoordelijk voor meer dan 8,6 miljoen verloren levensjaren. 51% van deze verloren levensjaren ten gevolge van kanker had betrekking op vrouwen (National Cancer Institute, 2011).



Figuur 4: Person-Years of life lost due to cancer, all races both sexes, 2007

(Bron: US Mortality Files, National Center for Health Statistics, Centers for Disease Control and Prevention and 2006 Life Tables via National Cancer Institute, 2011)



Figuur 5: Average years of life lost per person dying of cancer, all races both sexes, 2007
(Bron: US Mortality Files, National Center for Health Statistics, Centers for Disease Control and Prevention and 2006 Life Tables via National Cancer Institute, 2011)

Op de grafieken zijn gegevens betreffende de PYLL ('person-years of life lost') en de gemiddelde YLL terug te vinden. Deze gegevens zijn van toepassing op de Amerikaanse bevolking. De PYLL voor leukemie in Amerika bedraagt 355,2 zoals te zien is op de eerste grafiek (cf. figuur 4). Dit betekent dat mensen in de Amerikaanse bevolking 355,2 jaren verloren hebben ten gevolge van vroegtijdige sterfte door leukemie. De gemiddelde YLL voor leukemie is af te lezen op de tweede grafiek (cf. figuur 5), namelijk 16,2. Gemiddeld genomen heeft elke persoon in Amerika die gestorven is als gevolg van kanker in 2007 15,4 jaar van zijn/haar leven verloren door vroegtijdige sterfte ten gevolge van de kanker (National Cancer Institute, 2011).

2.3.2. YLD (levensjaren geleefd met een ziekte)

In deze studie van National Cancer Institute wordt niets vermeld over de levensjaren geleefd met een ziekte. Er wordt in deze studie enkel YLL (d.i. de verloren levensjaren ten gevolge van de ziekte) in kaart gebracht. Zoals hierboven reeds aangehaald werd, bedraagt de gemiddelde YLL voor leukemie 16,2. Dit kan afgelezen worden op figuur 5 (National Cancer Institute, 2011).

2.3.3. Resultaten

In deze studie wordt gebruik gemaakt van de PYLL-maatstaf, die staat voor '*person-years of life lost*'. PYLL ten gevolge van een welbepaalde ziekte wordt gemeten als het verschil tussen de huidige leeftijd, die gepaard gaat met de ziekte, en de verwachte leeftijd van overlijden. In deze studie wordt de PYLL-maatstaf geschat door de data in een levenstabel te linken aan elk overlijden van een persoon van een bepaalde leeftijd en geslacht. De levenstabel laat het toe een besluit te nemen over het aantal additionele jaren dat een gemiddelde persoon van die leeftijd, van dat ras en van dat geslacht verwacht wordt nog te hebben vooraleer overlijden volgt (National Cancer Institute, 2011).

2.3.4. Waardering van DALYs

Het kwantificeren en monetair waarderen van DALYs worden in deze studie niet aangehaald. Enkel de verloren levensjaren ten gevolge van een bepaalde ziekte komen in deze studie aan bod (National Cancer Institute, 2011).

2.4. World Health Organization, 2004a

In deze studie, uitgevoerd door de World Health Organization, wordt aangehaald dat in 2004 wereldwijd ongeveer 58,8 miljoen mensen, waaronder 27,7 miljoen vrouwen en 31,1 miljoen mannen overleden zijn. Meer dan de helft van alle overlijdens in 2004 had betrekking op mensen met een leeftijd van 60 of ouder. Bijna één vijfde van alle overlijdens in 2004 waren kinderen met een leeftijd jonger dan 5 jaar. In deze studie wordt onder andere een onderscheid gemaakt tussen geslacht, leeftijd, ziekte, doodsoorzaak en inkomen (WHO, 2004a).

DALYs worden in de studie van WHO (2004a) berekend voor de verschillende leeftijden, geslachten, ziektes, doodsoorzaken en inkomens aan de hand van volgende formule:

$$DALY = YLL + YLD$$

(Formule 5)

met

DALY = disability adjusted life years;

YLL = years of life lost;

YLD = years of life lived with a disability.

2.4.1. YLL (verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte)

De YLL-maatstaf meet de vroegtijdige sterfte en houdt rekening met de frequentie van overlijdens en de leeftijd waarop mensen overlijden. Deze YLL-maatstaf is belangrijk bij de berekening van de DALYs voor een bepaalde ziekte of gezondheidstoestand. De berekening van YLL vertrekt van het aantal overlijdens op elke leeftijd. Dit aantal overlijdens wordt vervolgens vermenigvuldigd met een globale standaard levensverwachting voor elke leeftijd. Er worden in deze studie geen exacte cijfers voor YLL gegeven (WHO, 2004a).

2.4.2. YLD (levensjaren geleefd met een ziekte)

YLD 'years of life lived with a disability' wordt in deze studie berekend voor een bepaalde ziekte in een bepaalde tijdsperiode aan de hand van volgende formule:

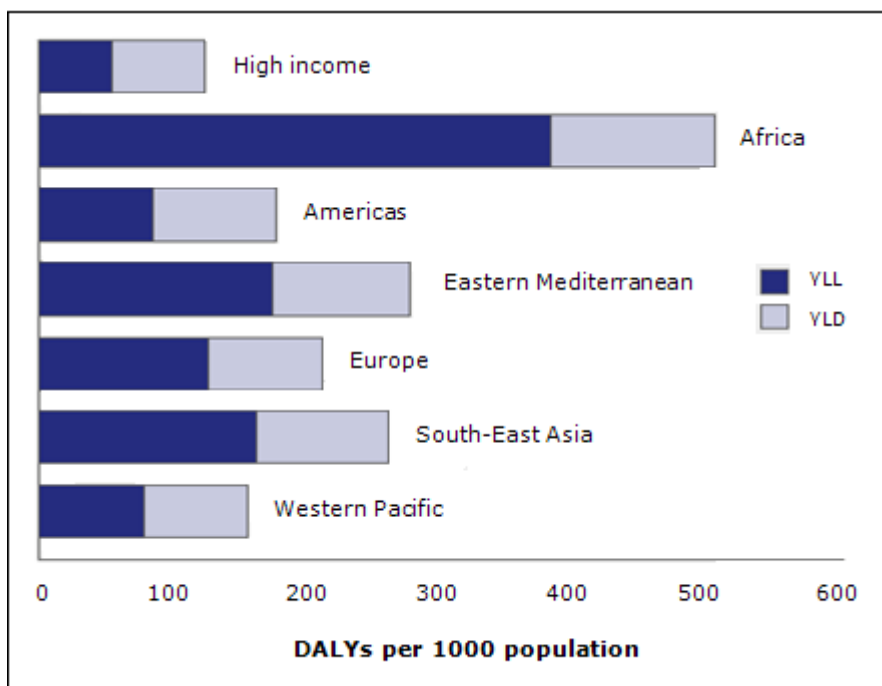
$$YLD = \text{aantal incidenties in bepaalde periode} * \text{gemiddelde duur van de ziekte} * \text{wegingsfactor} \quad (\text{formule 9})$$

De wegingsfactor stelt de ernst van een ziekte voor op een schaal van 0 tot 1, waarbij 0 staat voor perfecte gezondheid en 1 voor overlijden. De wegingsfactoren die in deze studie worden toegepast zijn terug te vinden in de studie van Mathers et al. (2006). Er worden in de studie van WHO (2004a) geen exacte cijfers voor YLD gegeven (WHO, 2004a).

2.4.3. Resultaten

Door het toepassen van DALYs kan de ziektelast die leidt tot vroegtijdige sterfte en bijna geen handicap (d.i. bijvoorbeeld verdrinking) vergeleken worden met een ziektelast die niet leidt tot overlijden maar wel een handicap veroorzaakt (d.i. bijvoorbeeld cataract dat leidt tot blindheid) (WHO, 2004a).

In deze studie wordt voor het verdisconteren een discontovoet gebruikt van 3%. Verder wordt er ook een niet-uniforme weging voor de leeftijd toegepast. Hierdoor zal er minder gewicht worden toegekend aan jaren geleefd op jonge en oudere leeftijd. Door gebruik te maken van verdiscontering en een leeftijdsweging zal het aantal DALYs voor het overlijden op verschillende leeftijden verschillen. Zo komt het overlijden tijdens de kindertijd overeen met 33 DALYs en het overlijden tijdens het vijfde tot twintigste levensjaar met 36 DALYs (WHO, 2004a).



Figuur 6: YLL, YLD en DALYs per region, 2004

(Bron: WHO, 2004a)

Figuur 6 biedt een overzicht van het aantal DALYs opgesplitst in YLL en YLD voor iedere regio in 2004. Het aantal DALYs in Afrika is het grootst, waarbij vooral YLL sterk vertegenwoordigd is (WHO, 2004a).

Tabel 9: Burden of disease (European countries grouped by income per capital, 2004)

Kanker type	DALYs: hoog inkomen	DALYs: laag tot middelmatig inkomen	DALYs: Totaal
Maag	392	925	1317
Dikke darm	994	901	1895
Lever	273	242	515
Long	1627	1637	3264
Borst	908	830	1738
Baarmoeder	128	219	347
Prostaat	364	187	550
Leukemie	306	438	745

(Bron: WHO, 2004a)

In tabel 9 is een overzicht van de DALYs uitgerekend per kankertype terug te vinden in Europese landen. Deze resultaten worden ook nog eens opgedeeld in twee inkomensklassen, namelijk hoog

inkomen en laag tot middelmatig inkomen. Voor leukemie valt op dat de DALYs bij een hoog inkomen 306 bedragen en bij een laag tot middelmatig inkomen 438. Dit komt dan overeen met een totaal van 745 DALYs in Europa voor leukemie (WHO, 2004a).

2.4.4. Waardering van DALYs

Het kwantificeren en monetair waarderen van DALYs worden in deze studie niet aangehaald. De auteurs doen enkel uitspraak over het totaal aantal DALYs rekening houdend met de ziekte, het inkomen, de regio en het geslacht (WHO, 2004a).

2.5. Van Wezel et al., 2007

In dit artikel wordt geen onderzoek gedaan naar het aantal DALYs of naar de kwantificering van DALYs. Er wordt in dit artikel enkel verwezen naar andere auteurs als het gaat over DALYs of over de monetaire waardering van één DALY. Zo gaan de auteurs van deze studie er van uit dat het aantal DALYs voor verschillende kankertypes gelijk is aan 6,74 DALYs. Dit getal komt overeen met het gemiddelde uit tabel 8 (Crettaz et al., 2002). Voor het waarderen van één DALY baseren de auteurs van deze studie zich op een studie van Viscusi & Aldy (2003). Hieruit wordt afgeleid dat volgens Viscusi & Aldy één DALY \$70.000 waard is (Van Wezel, 2007).

In het artikel van Viscusi & Aldy (2003) worden de resultaten van vroegere studies samengevat. Hiervan wordt dan een gemiddelde berekend. Er wordt een VSL (*'value of a statistical life'*) bepaald op basis van studies betreffende de Amerikaanse arbeidsmarkt. De VSL is niet constant in de hele wereld en is ook geen exact cijfer. VSL weerspiegelt de afweging tussen loon en risico. Deze afweging geeft de voorkeuren van werknemers in een gegeven steekproef weer. Bij het omzetten van de VSL-schattingen naar een niet-arbeidsmarkt moet in acht genomen worden dat verschillende populaties verschillende voorkeuren hebben betreffende risico en verschillende waarden hebben betreffende het redden van een leven. Dit omzetten komt bijvoorbeeld voor bij een kosten-batenanalyse van een beleid omtrent milieu en gezondheid (Viscusi & Aldy, 2003).

De impliciete waarde van een statistisch letsel wordt berekend in het artikel van Viscusi & Aldy (2003). In dit artikel worden 31 studies betreffende de Amerikaanse arbeidsmarkt en 8 studies betreffende de niet-Amerikaanse arbeidsmarkt opgenomen. Deze studies gebruiken drie verschillende maatstaven voor niet-fatale risico's verbonden aan de job, namelijk de totale schade ratio, de ratio van schadegevallen die ernstig genoeg zijn om te resulteren in een verloren werkdag en de ratio van het totaal aantal verloren werkdagen. De verschillende resultaten voor statistisch letsel brengen een breed bereik van schattingen voort. Deze schattingen weerspiegelen zowel of het risico op overlijden is opgenomen in de resultaten als de verschillen in de gebruikte risicomatstaven. De schattingen van de meeste studies opgenomen in het artikel van Viscusi &

Aldy (2003) liggen tussen \$20.000 en \$70.000 per letsel, wat overeenkomt met 16.125,14 euro en 56.437,99 euro (1 USD = 0,8063 EUR op 31 mei 2012) per letsel. Dit geldt zowel voor de Amerikaanse studies als voor de niet-Amerikaanse studies. De waarde van een statistisch letsel kan variëren met de risicovoorkeuren van werknemers. Er dient wel opgemerkt te worden dat de meeste van de opgenomen studies voornamelijk gekeken hebben naar steekproeven die enkel en alleen samengesteld zijn met mannen (Viscusi & Aldy, 2003).

2.6. De Smedt et al., 2008

In deze studie is er niet onderzocht hoeveel DALYs gepaard gaan met leukemie. Het aantal DALYs per leeftijdsklasse voor hersenbloeding, coronaire hartziekten, diabetes, colorectale kanker en borstkanker is wel terug te vinden in de studie. Er wordt verder ook aangehaald dat in België de betalingsbereid voor één vermeden DALY 30.000 euro bedraagt. Hoe de auteurs aan dit bedrag komen, wordt niet aangehaald in het artikel (De Smedt, 2008).

2.7. Overzicht

Tabel 10: Overzicht literatuur DALYs

Studie	YLL	YLD	ΔY	D	S of W	DALY 0%	DALY 3%
Torfs, 2003							
Benzeen leukemie						20,4	16,3
<i>Benzeen leukemie sterfte</i>	14,9	/	1,25	14,9	1	19	15
<i>Benzeen leukemie morbiditeit</i>	/	2,241	0,62	2,7	0,83	1,4	1,3
Crettaz, 2002	14,2	0,35		3,1	0,112	14,55	/
National Cancer Institute, 2011	16,2	/		/	/	/	/
WHO, 2004	/	/		/	/	/	14,61

(Bron: eigen verwerking op basis van Torfs, 2003; Crettaz, 2002; National Cancer Institute, 2011 & WHO, 2004)

In tabel 10 worden de resultaten van de verschillende studies samengevat. Hieronder is nog een verdere uitwerking terug te vinden van bepaalde getallen uit bovenstaande tabel, wat het begrijpen van de tabel kan vergemakkelijken.

Torfs, 2003

$$DALY_{0\%} \text{ benzeen leukemie sterfte} = \Delta Y * D * S = 1,25 * 14,9 * 1 = 19$$

$$DALY_{0\%} \text{ benzeen leukemie morbiditeit} = \Delta Y * D * S = 0,62 * 2,7 * 0,83 = 1,4$$

$$DALY_{3\%} \text{ benzeen leukemie sterfte} = \Delta Y * S * \frac{1 - e^{-0,03 * D}}{0,03} = 1,25 * 1,0 * \frac{1 - e^{-0,03 * 14,9}}{0,03} = 15$$

$$DALY_{3\%} \text{ benzeen leukemie morbiditeit} = \Delta Y * S * \frac{1 - e^{-0,03 * D}}{0,03} = 0,62 * 0,83 * \frac{1 - e^{-0,03 * 2,7}}{0,03} = 1,3$$

$$DALY_{0\%} = DALY_{0\%} \text{ benzeen leukemie sterfte} + DALY_{0\%} \text{ benzeen leukemie morbiditeit} = 19 + 1,4 = 20,4$$

$$DALY_{3\%} = DALY_{3\%} \text{ benzeen leukemie sterfte} + DALY_{3\%} \text{ benzeen leukemie morbiditeit} = 15 + 1,3 = 16,3$$

Een DALY is de som van twee termen. De eerste term is de huidige waarde van de toekomstige levensjaren verloren door vroegtijdige sterfte, wat hier beschouwd wordt als benzeen leukemie sterfte. De tweede term is de huidige waarde van de toekomstige levensjaren gecorrigeerd voor de gemiddelde ernst (frequentie en intensiteit) van enige mentale of fysieke onbekwaamheid veroorzaakt door een ziekte of kwetsuur, wat hier beschouwd wordt als benzeen leukemie morbiditeit. Om het totaal aantal DALYs voor leukemie veroorzaakt door benzeen te kennen, moeten deze twee termen opgeteld worden. Dit leidt tot een resultaat van 16,3 DALYs of verloren gezonde levensjaren ten gevolge van het krijgen van leukemie door een benzeenverontreiniging indien er rekening wordt gehouden met verdisconteren aan 3%.

Crettaz, 2002

$$YLD = D * W = 3,1 * 0,112 = 0,35$$

$$DALY_{0\%} = YLL + YLD = 14,2 + 0,35 = 14,55$$

WHO, 2004

$$DALY_{0\%} = \frac{745}{51} = 14,61$$

Geografisch en cultuur-historisch bestaat Europa uit 51 landen. Om het gemiddeld aantal DALYs voor België te kennen wordt het totaal aantal DALYs voor Europa gedeeld door 51.

Tabel 11: Overzicht monetaire waardering DALY

Studie	euro/DALY
Torfs, 2003	
<i>Benzeen leukemie 0%</i>	72.063
<i>Benzeen leukemie 3%</i>	<u>78.501</u>
Viscusi & Aldy, 2003	16.125,14 – 56.437,99
De Smedt et al., 2008	30.000

(Bron: eigen verwerking op basis van Torfs, 2003; Viscusi & Aldy, 2003 & De Smedt et al., 2008)

Tabel 11 biedt een overzicht van de monetaire waardering van één DALY, gevonden in de literatuur. Deze cijfers werden hierboven reeds besproken. Vervolgens dient er een keuze gemaakt te worden uit de verschillende cijfers van tabel 10 en tabel 11 voor het verdere verloop van deze masterproef. De keuze tussen deze cijfers uit tabel 10 en tabel 11 is belangrijk, want de grootte van deze gekozen cijfers zal bepalend zijn voor de resultaten van de economische analyses.

2.7.1. Bespreking resultaten literatuur

a) Verdisconteren

Eerst en vooral dient opgemerkt te worden dat enkel de studie van Torfs (2003) en de studie van WHO (2004) de DALYs verdisconteren aan 3%. De studie van Torfs (2003) is de enige studie die expliciet een onderscheid maakt tussen verdisconteren aan 0% en verdisconteren aan 3%. De andere studies vermelden niet expliciet of er rekening gehouden wordt met verdisconteren. De cijfers van de studies waarin niet expliciet vermeld wordt of er verdisconteerd wordt, komen min of meer overeen met de verdisconteerde cijfers uit de studie van Torfs (2003). Daarom kan verondersteld worden dat de andere studies ook rekening houden met verdisconteren. Verdisconteren wordt gebruikt om rekening te houden met de tijdspreferentie van de mens voor het heden ten opzichte van de toekomst. Er kan gesteld worden dat verdisconteren van belang is voor de lange termijn impacts zoals kankerverwekkende stoffen.

b) Plaats/bevolking

De studie van Torfs (2003) is de enige studie die specifiek over België, meer bepaald Vlaanderen, gaat. De studie van Crettaz (2002) geeft gewoon een waarde voor de DALY ten gevolge van leukemie, die hetzelfde is voor de hele wereld. De studie van National Cancer Institute (2011) geeft een waarde voor YLL die betrekking heeft op de Amerikaanse bevolking. Het aantal DALYs dat door de WHO (2004) wordt aangehaald heeft betrekking op heel Europa. Er wordt in deze studie ook nog een onderscheid gemaakt op basis van inkomen. Het totaal aantal DALYs voor leukemie in Europa bedraagt 14,61.

c) Jaartal studie

De studie van Torfs is gepubliceerd in 2003. De resultaten zijn gebaseerd op cijfergegevens uit 1997. De studie van Crettaz is openbaar gemaakt in 2002. De gevonden DALYs voor leukemie en de andere kankersoorten zijn gebaseerd op de studie van Murray & Lopez uit 1996. De studie van National Cancer Institute uit 2011 geeft waarden aan YLL voor het jaar 2007 voor de verschillende kankersoorten. De resultaten uit de studie van WHO zijn van toepassing op het jaar 2004.

d) Leukemie vs. benzeen leukemie

De studie van Torfs (2003) is de enige studie die rekening houdt met het feit dat leukemie veroorzaakt wordt door een milieuverontreiniging ten gevolge van benzeen. De studie van Crettaz (2002), National Cancer Institute (2011) en WHO (2004) houden bij de berekeningen geen rekening met het feit dat leukemie veroorzaakt wordt door een benzeenverontreiniging.

e) Euro/DALY

In het artikel van Torfs (2003) worden de externe gezondheidskosten, uitgedrukt in euro, berekend aan de hand van 'willingness to pay' (WTP). Er wordt een onderscheid gemaakt tussen de WTP voor verloren levensjaren ten gevolge van de langdurige blootstelling en de WTP voor verloren levensjaren voor vroegtijdige sterfte ten gevolge van levenslange blootstelling. Ook hier wordt weer rekening gehouden met verdiscontering. Voor de waarden van sterfte te kunnen bepalen wordt in deze studie gekeken naar de waarde van een statistisch leven (VSL = 'value of a statistical life'). Er wordt dan ook verondersteld dat er een lineaire relatie tussen risico en waardering is. De methode voor het berekenen van de externe gezondheidskosten wordt expliciet uitgelegd, net zoals de berekening voor de betalingsbereidheid voor één vermeden DALY. De studie van Viscusi & Aldy (2003) geeft aan dat de betalingsbereidheid voor één vermeden DALY maximum 56.437,99 euro of 70.000 United States dollar (1 USD = 0,8063 EUR op 31 mei 2012) bedraagt. Deze studie is grotendeels van toepassing op de Amerikaanse bevolking. In het artikel van De Smedt et al. (2008) wordt niet uitgelegd hoe de auteurs aan 30.000 euro per DALY komen. Er wordt gewoon verondersteld dat in België de betalingsbereid voor één vermeden DALY 30.000 euro bedraagt. Aangezien niet uitgelegd wordt waar die 30.000 euro per DALY vandaan komt, kan de betrouwbaarheid van deze studie in vraag gesteld worden.

f) Conclusie

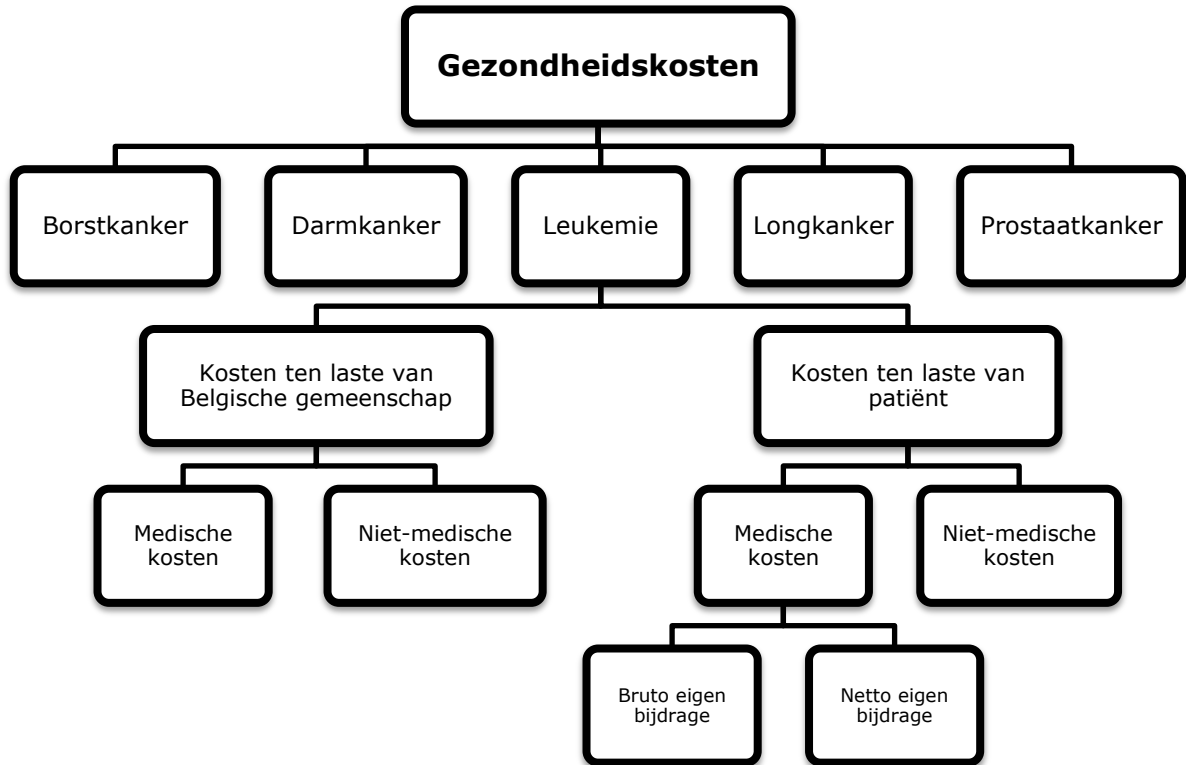
Op basis van vorige bemerkingen, zal er in deze masterproef verder gewerkt worden met de resultaten van Torfs (2003). Het aantal DALYs voor leukemie ten gevolge van een blootstelling aan benzeen bedraagt 20,4 als er geen rekening wordt gehouden met verdisconteren. Aangezien verdisconteren toch een rol speelt bij lange termijn effecten, zoals de blootstelling aan carcinogene stoffen, is het beter te werken met het aantal DALYs voor benzeen leukemie bij een 3% verdiscontering. Dit aantal komt overeen met 16,3 DALYs. In deze masterproef zullen de DALYs gewaardeerd worden aan 78.501 euro per DALY. Deze studie is ook de enige studie die specifiek voor Vlaanderen is toegepast en die rekening houdt met het milieuaspect van de verontreiniging. Nadeel van deze studie is dat de data gebaseerd zijn op studies uit 1997, wat toch al enige tijd geleden is. Aangezien de verontreiniging bij Ford in 1998 werd ontdekt en er pas dan werd ingegrepen, kunnen gegevens uit 1997 toch al beter verantwoord worden.

3. Bepalen van gezondheidskosten a.d.h.v. studie Pacolet et al. (2011)

Doel van deze masterproef is een op risico-gebaseerde besluitvorming voor grondwatersanering. Aangezien er ook rekening gehouden dient te worden met het effect van de verontreiniging op de menselijke gezondheid, is het belangrijk de gezondheidskosten voor de mens die gepaard gaan met die verontreiniging te kennen. Deze gezondheidskosten zijn gebaseerd op eerder verschenen literatuur (d.i. de studie van Pacolet et al., 2011) en zullen uiteindelijk gebruikt worden in de economische analyses van de masterproef.

Doel van deze studie is om een goede weergave te krijgen van de zorgkosten bij kankerpatiënten. Om dit te kunnen realiseren is het noodzakelijk om enerzijds alle kosten te kennen die voortkomen uit de ziekte en anderzijds de terugbetalingen en de draagkracht in de totale groep van kankerpatiënten. Moeilijkheid is dat in België geen informatiesysteem voorhanden is over zowel de medische als niet-medische kosten van een ziekte (Pacolet et al., 2011).

Deze studie laat de zorgkosten van vijf kankersoorten zien, namelijk borstkanker, darmkanker, leukemie, longkanker en prostaatkanker. Voor deze masterproef zijn enkel de totale zorgkosten ten gevolge van leukemie van belang. Het totaal aan gezondheidskosten van een bepaalde kanker is de som van de kosten die ten laste van Belgische gemeenschap vallen en de kosten die ten laste van de patiënt zelf vallen. Deze kosten worden nog eens onderverdeeld in medische en niet-medische kosten. Welke kostenposten onder de term medische kosten vallen, is te zien in tabel 45 in bijlage 1. De samenstelling van de niet-medische kosten is terug te vinden in tabel 46 in bijlage 2. Verder worden de medische kosten die ten laste van de patiënt zelf vallen nog onderverdeeld in bruto eigen bijdrage en netto eigen bijdrage. De netto eigen bijdrage wordt verkregen door de bruto eigen bijdrage te verminderen met de tussenkomst door maximumfactuur en de overige kosten compenserende tussenkomsten. Een schematische voorstelling van de totale gezondheidskosten is terug te vinden in figuur 7 (Pacolet et al., 2011).



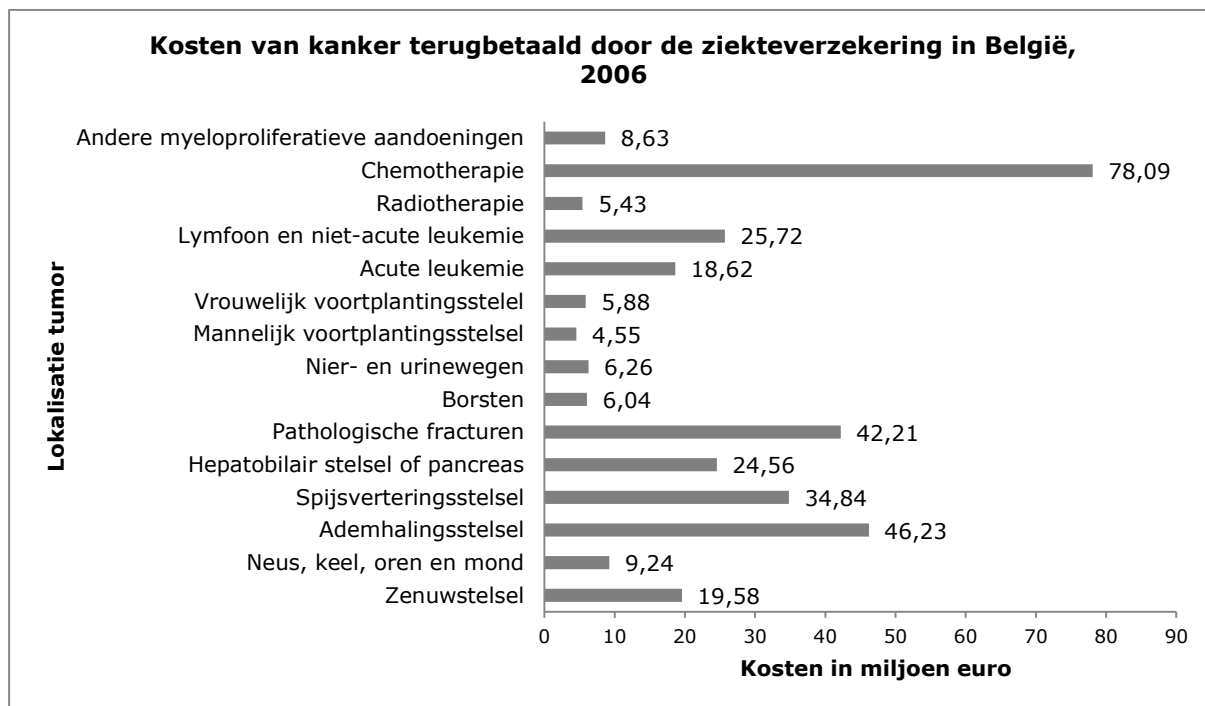
Figuur 7: Schematische voorstelling gezondheidskosten

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Pacolet et al., 2011)

3.1. Kosten van leukemie vanuit het standpunt van de Belgische gemeenschap

De totale kostprijs per kankerdiagnose kan opgevraagd worden bij de databank van de Technische Cel. Dit is dan wel de totale kostprijs per kankerdiagnose vanuit het standpunt van de verplichte ziekteverzekering (Pacolet et al., 2011).

Op figuur 8 is een overzicht terug te vinden van de kosten per kankersoort vanuit het standpunt van de ziekteverzekering. De resultaten van deze figuur zijn enkel gebaseerd op patiënten die tijdens hun verblijf in het ziekenhuis geen chirurgische ingreep hebben ondergaan. De kosten betreffen enkel de medische kosten voor het ziekenhuis zonder het remgeld, de erelonen, de supplementen en dergelijke kosten die volledig ten laste van de patiënt vallen. De resultaten bekomen in figuur 8 onderschatten de werkelijke kosten ten laste van de ziekteverzekering omdat een aantal kosten niet opgenomen worden in de analyse. Hieronder vallen de kosten gerelateerd aan chirurgische ingrepen en de niet-medische kosten waarmee kankerpatiënten te maken krijgen. Voor acute leukemie bedroegen de totale kosten voor de Belgische ziekteverzekering in 2006 18,62 miljoen euro (Pacolet et al., 2011).



Figuur 8: Kosten van kanker terugbetaald door de ziekteverzekering in België, 2006

(Bron: Pacolet et al., 2011 op basis van gegevens Technische Cel)

Tabel 12 biedt een overzicht van de gemiddelde individuele kosten per patiënt over een periode van 27 maanden, uitgesplitst per kankertype, die ten laste vallen van de ziekteverzekering. Op basis van tabel 12 kan er gesteld worden dat de totale kost van leukemie voor het Rijksinstituut voor Ziekte- en Invaliditeitsverzekering gemiddeld 34.668,5 euro bedraagt per patiënt over de hele geobserveerde periode van 27 maanden. In deze kost zitten ook de maximumfactuurtussenkomst en andere diverse tegemoetkomingen vervat (Pacolet et al., 2011).

Tabel 12: Kosten vanuit standpunt RIZIV in euro per behandelde patiënt over 27 maanden

Type kanker	Totale kost van kanker voor RIZIV (incl. MAF-tussenkomst & andere tegemoetkomingen)	Kost per maand
Controlegroep	9.312,4 euro	344,9
Steekproef	24.068,8 euro	891,44
Prostaat	15.458,5 euro	572,54
Borst	20.961,6 euro	776,36
Long	30.008,7 euro	1.111,43
Darm	30.810,8 euro	1.141,14
Leukemie	34.668,5 euro	1.284,02

(Bron: Pacolet et al., 2011)

3.2. Kosten van leukemie vanuit het standpunt van de Belgische patiënt

In dit onderzoek worden zowel de medische als de niet-medische kosten die ten laste vallen van de patiënt bekeken. Dit worden ook wel de *out-of-pocket* kosten of residukosten genoemd. Dit zijn de kosten die door de patiënt zelf betaald moeten worden nadat het bedrag verminderd werd met diverse tegemoetkomingen. De kosten voor de patiënt zullen voornamelijk voorkomen in de fase van diagnosestelling en in de fase van acute behandeling. In deze studie worden enkel de kosten bepaald van leukemie bij volwassenen. Verder worden ook de overleden patiënten uit de steekproef gehaald (Pacolet et al., 2011).

3.2.1. Medische kosten

3.2.1.1. Onderzoekspopulatie

Om een uitspraak te kunnen doen over de medische kosten die ten laste van de patiënt zelf vallen wordt er in het onderzoek van Pacolet et al. (2011) een beroep gedaan op de Christelijke Mutualiteit voor het verschaffen van de nodige gegevens. De databank 'Gezondheidszorg' wordt hiervoor gebruikt. Deze bestaat namelijk uit medische kosten die onder de verplichte ziekteverzekering vallen. Er worden ook patiënten geïnterviewd indien verdere informatie niet te verkrijgen is via de CM. De gegevens uit de databank 'Gezondheidszorg' zijn echter beperkt, want:

- alleen de medische kosten worden opgenomen en er wordt niets gezegd over de niet-medische kosten;
- de medische kosten die buiten de ziekteverzekering vallen moeten achterhaald worden aan de hand van enquêtes bij patiënten;
- de zogenaamde D-medicatie wordt ook niet opgenomen. Dit is de medicatie die niet terugbetaald wordt. Pijnstillers, kalmeringsmiddelen, slaapmedicatie, vitaminen, enz. vallen onder deze categorie. De gegevens over D-medicatie die toegediend wordt bij een patiënt tijdens het verblijf in het ziekenhuis en de gegevens over de D-medicatie die gebruikt wordt door chronische pijnpatiënten zijn wel gekend. De kosten van D-medicatie bij chronische pijnpatiënten worden wel opgenomen in de analyse;
- kosten die niet onder de ziekteverzekering vallen, maar wel terugbetaald worden door een aanvullende verzekering van de mutualiteiten (bijvoorbeeld homeopathische middelen) worden niet opgenomen, omdat deze kostengegevens niet voorhanden zijn;
- er wordt geen rekening gehouden met de supplementen van niet-geconventioneerde artsen die aangerekend worden tijdens consultaties zonder ziekenhuisopname. Een niet-geconventioneerde arts volgt de tarievenovereenkomst niet en kan dus zijn ereloon zelf bepalen;
- een eventuele tussenkomst door de hospitalisatieverzekering voor de kosten gemaakt tijdens een ziekenhuisopname worden niet opgenomen in de analyse (Pacolet et al., 2011).

De analyse wordt uitgevoerd op verschillende patiëntengroepen. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen acute fase, chronische fase en terminale fase. Als de diagnose ten laatste zes maanden geleden werd gesteld wordt er gesproken van een acute fase. De chronische fase treedt op als de diagnose ten minste zes maanden geleden werd gesteld. De steekproef bestaat uit mensen waarbij leukemie, prostaat-, borst-, long- of darmkanker werd vastgesteld (Pacolet et al., 2011).

De steekproef die gehanteerd wordt om de kosten in de **acute fase** te kunnen bepalen bestaat uit alle patiënten met een incidentiedatum tussen 1 juli 2008 en 1 juli 2009. De kosten vanaf de incidentiedatum tot zes maanden na diagnose en drie maanden voor de diagnose worden in rekening gebracht. Dit laatste wordt opgenomen omdat verondersteld wordt dat patiënten met kanker al kosten (zoals biopsies, scan's enz.) hebben voor de diagnose kanker gesteld wordt. Een overzicht van het aantal patiënten, die zich in de acute fase bevinden, opgenomen in de steekproef is terug te vinden in tabel 13 (Pacolet et al., 2011).

Tabel 13: Overzicht aantal in steekproef voor acute fase

Soort kanker	België	Vlaanderen
Darmkanker	798	669
Prostaatkanker	1.522	1.378
Borstkanker	2.087	1.620
Longkanker	436	352
Leukemie	613	519
Totaal	5.486	4.538

(Bron: Pacolet et al., 2011)

Om de kosten in de **chronische fase** te kunnen bepalen wordt rekening gehouden met de kosten van zes maanden tot twee jaar na de vaststelling van de diagnose. Er wordt dus gekeken naar de kosten die zich voordoen in gedurende achttien maanden na de acute fase. Een overzicht van het aantal patiënten, die zich in de chronische fase bevinden, opgenomen in de steekproef is terug te vinden in tabel 14. Er wordt gekozen in deze studie om verschillende patiënten te selecteren voor elke fase (acute en chronische). Een eerste reden hiervoor is dat er zo rekening kan gehouden worden met de wetenschappelijke medische vooruitgang. De tweede reden is het belang van het hebben van een representatieve steekproef (Pacolet et al., 2011).

Tabel 14: Overzicht aantal in steekproef voor chronische fase

Soort kanker	België	Vlaanderen
Darmkanker	889	698
Prostaatcancer	1.861	1.566
Borstcancer	2.631	1.940
Longcancer	390	293
Leukemie	705	545
Totaal	6.476	5.042

(Bron: Pacolet et al., 2011)

In samenwerking met de CM wordt een **controlegroep** opgesteld waardoor een ideale overeenkomst voor iedere patiënt in de steekproef maar dan zonder kanker wordt gevonden. Er wordt rekening gehouden met leeftijd, regio, geslacht, sociale groep, regime en het aantal personen ten laste. Daarnaast zullen ook de medische kosten van steekproef en controlegroep gemeten worden over hetzelfde tijdsinterval. Verder worden bij zowel de steekproef als de controlegroep dezelfde kostenopdeling gebruikt. De incrementele kost van kanker kan bepaald worden door de kosten van de controlegroep zonder kanker af te trekken van de medische kosten van de steekproef met kanker. In tabel 15 is een overzicht terug te vinden van het aantal patiënten opgenomen in de controlegroep en de steekproef voor de acute en de chronische fase. Het aantal acute patiënten komt uit tabel 13 en het aantal chronische patiënten is afkomstig uit tabel 14 (Pacolet et al., 2011)

Tabel 15: Aantal personen in controlegroep en steekproef voor acute en chronische fase

	België	Vlaanderen
Controlegroep voor de acute patiënten	5.317	4.430
Acute patiënten	5.486	4.538
Controlegroep voor de chronische patiënten	6.262	4.923
Chronische patiënten	6.476	5.042

(Bron: Pacolet et al., 2011)

Er worden in deze studie 14 kostenposten gebruikt om de eigen bijdrage van patiënten met kanker te kennen. Een overzicht van deze kostenposten is terug te vinden in tabel 45 in bijlage 1. Deze indeling werd al meermaals gebruikt in studies van de CM. Patiënten kunnen genieten van bepaalde terugbetalingen. In deze studie worden de terugbetalingen rechtstreeks gekoppeld aan de juiste periode, waardoor de datum van uitbetaling geen rol speelt. In deze studie worden alleen terugbetalingen opgenomen die vallen onder de ziekteverzekering, zoals forfait chronisch zieken, incontinentieforfait, forfait palliatieve zorg, tegemoetkomingen in verplaatsingskosten voor kanker- en dialysepatiënten en het forfait chronische pijn (Pacolet et al., 2011).

3.2.1.2. Resultaten

a) Prediagnostische en acute fase

De gemiddelde maandelijkse netto eigen bijdrage per persoon in België van de steekproef is terug te vinden in tabel 16. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen de verschillende soorten kanker en de verschillende fasen. Om te komen tot de gemiddelde maandelijkse netto bijdrage wordt de bruto eigen bijdrage verminderd met de tussenkomst door maximumfactuur en de overige kosten compenserende tussenkomsten. De bruto eigen bijdrage bestaat uit het remgeld en de supplementen. De netto eigen bijdrage per persoon in België van de steekproef bedraagt in de prediagnostische fase 112,1 euro en in de acute fase 306,5 euro (Pacolet et al., 2011).

Tabel 16: Gemiddelde maandelijkse netto medische kost in prediagnostische en acute fase

	België	Vlaanderen
<i>Prediagnostische fase</i>	<i>Netto</i>	<i>Netto</i>
	<i>in euro</i>	<i>in euro</i>
Darmkanker	185,8	168,9
Prostaatcancer	149,9	118,1
Borstcancer	108,6	106,7
Longcancer	181,6	170,9
<u>Leukemie</u>	<u>112,1</u>	<u>109,2</u>
<i>Acute fase</i>	<i>Netto</i>	<i>Netto</i>
	<i>in euro</i>	<i>in euro</i>
Darmkanker	276,2	260,6
Prostaatcancer	175,8	188,7
Borstcancer	179,5	171,5
Longcancer	208,9	229,2
<u>Leukemie</u>	<u>306,5</u>	<u>305,6</u>

(Bron: Pacolet et al., 2011)

De gemiddelde maandelijkse netto medische kost bedraagt voor leukemiepatiënten in Vlaanderen in de prediagnostische fase 109,2 euro en in de acute fase 305,6 euro (Pacolet et al., 2011).

b) Chronische fase

De gemiddelde maandelijkse eigen bijdrage per persoon in België van de steekproef in de chronische fase is terug te vinden in tabel 17. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen de verschillende soorten kanker. Zo bedraagt de netto eigen bijdrage voor leukemie in België 55,9

euro per maand per patiënt in de chronische fase. De gemiddelde maandelijkse netto medische kost bedraagt voor leukemiepatiënten in Vlaanderen 52 euro (Pacolet et al., 2011).

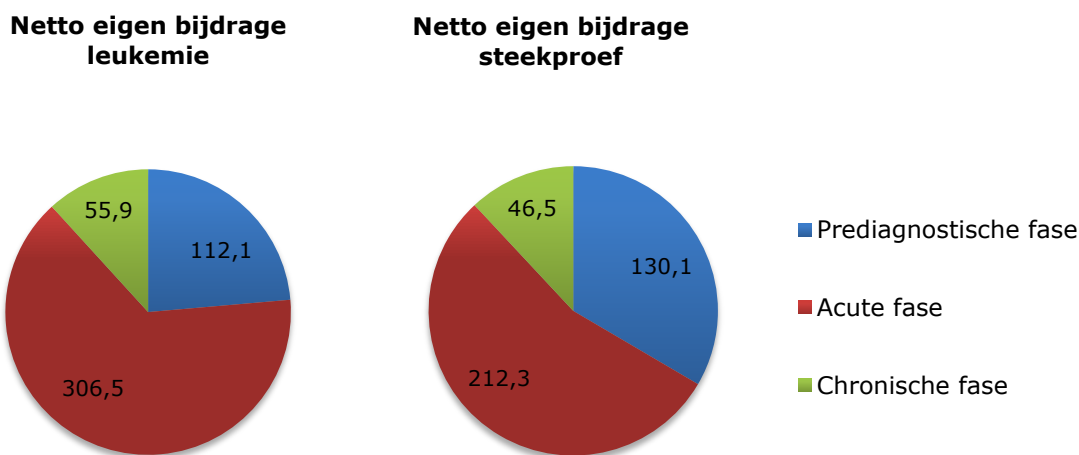
Tabel 17: Gemiddelde maandelijkse netto medische kost in chronische fase

	België	Vlaanderen
Chronische fase	Netto <i>in euro</i>	Netto <i>in euro</i>
Darmkanker	50,2	47,7
Prostaatcancer	37,5	37,8
Borstcancer	42,8	44,8
Longcancer	43,9	40,8
Leukemie	55,9	52,0

(Bron: Pacolet et al., 2011)

c) Totale kosten

Er wordt een onderscheid gemaakt wat betreft de duur van de chronische fase. In de studie van Pacolet et al. (2011) wordt gekozen voor een chronische fase van 18 maanden. Uit literatuur blijkt echter dat de chronische fase langer duurt. In het artikel van Herens et al. (2000) wordt gesteld dat de chronische fase bij leukemiepatiënten 30 tot 60 maanden duurt. Busuttil (2008) besluit dat de chronische fase bij leukemiepatiënten drie tot zes jaar duurt, wat overeenkomt met 36 tot 72 maanden. In deze masterproef zal gebruik gemaakt worden van een chronische fase die gemiddeld genomen 45 maanden duurt, aangezien 45 maanden een goed gemiddelde is van de resultaten uit de gevonden literatuur (Busuttil, 2008; De Witte et al., 1987; Herens et al., 2000 & UMCG, z.d.).



Figuur 9: Netto eigen bijdrage voor leukemie en steekproef in euro per maand, in België

(Bron: Pacolet et al., 2011)

De grafieken op figuur 9 laten zien hoeveel de netto eigen bijdrage voor de steekproef en voor de leukemiepatiënten maandelijks bedraagt over de verschillende fasen heen. Het valt op dat bij beide grafieken de kosten in de acute fase het hoogst zijn en de kosten in de chronische fase het laagst zijn (Pacolet et al., 2011).

Tabel 18: Totale netto eigen bijdrage voor steekproef en controlegroep in België (in euro)

	Controle groep	Steekproef	Darm	Prostaat	Borst	Long	Leukemie
Prediagnostische fase							
27 maanden	31,6*3	130,1*3	185,8*3	149,9*3	108,6*3	181,6*3	112,1*3
54 maanden	31,6*3	130,1*3	185,8*3	149,9*3	108,6*3	181,6*3	112,1*3
Acute fase							
27 maanden	31,6*6	212,3*6	276,2*6	175,8*6	179,5*6	208,9*6	306,5*6
54 maanden	31,6*6	212,3*6	276,2*6	175,8*6	179,5*6	208,9*6	306,5*6
Chronische fase							
27 maanden	30*18	46,5*18	50,2*18	37,9*18	43,9*18	42,8*18	55,9*18
54 maanden	30*45	46,5*45	50,2*45	37,9*45	43,9*45	42,8*45	55,9*45
Totaal							
27 maanden	824,4	2.501,1	3.118,2	2.186,7	2.193	2.568,6	3.181,5
54 maanden	1.634,4	3.756,6	4.473,6	3.210	3.378,3	3.724,2	4.690,8
Gemiddeld/ maand							
27 maanden	30,53	92,63	115,49	80,99	81,22	95,13	117,83
54 maanden	30,27	69,57	82,84	59,44	62,56	68,97	86,87

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Pacolet et al., 2011)

Tabel 18 biedt een overzicht van de out-of-pocket kosten van een bepaalde kanker doorheen de tijd in België. Er valt op dat de maandelijks netto eigen bijdrage voor leukemie al in de prediagnostische fase tamelijk hoog is. De kost voor leukemie bereikt zijn maximum in de acute fase, waarna de kost afzwakt in de chronische fase (Pacolet et al., 2011).

Op basis van tabel 18 kan opgemerkt worden dat leukemie het duurst is voor de patiënt zelf in België over de totale 27 en 54 maanden. Ook de gemiddelde maandelijks eigen kost voor de patiënt in België is bij leukemie het hoogst, namelijk 117,83 euro rekening houdend met 27 maanden en 86,87 euro op basis van 54 maanden. Als de gemiddelde maandelijks eigen bijdrage

voor leukemiepatiënten vergeleken wordt met de gemiddelde maandelijkse eigen bijdrage voor de controlegroep valt op dat deze bij leukemiepatiënten bijna vier maal zo hoog ligt. Dit wil zeggen dat een leukemiepatiënt gemiddeld een medische kost moet dragen die vier maal zo hoog ligt als een gezond persoon met dezelfde kenmerken. Er kunnen twee belangrijke conclusies getrokken worden. Ten eerste kan een forse daling van de netto eigen bijdrage bemerkt worden als de patiënt van de acute fase overgaat naar de chronische fase (cf. figuur 9). Ten tweede kan er een stijging waargenomen worden in de tegemoetkomingen in de chronische fase. Dit kan verklaard worden doordat de supplementen kleiner zijn geworden (Pacolet et al., 2011).

Tabel 19: Totale netto eigen bijdrage voor steekproef en controlegroep in Vlaanderen (in euro)

	Controle groep	Steekproef	Darm	Prostaat	Borst	Long	Leukemie
Prediagnostische fase							
27 maanden	31,1*3	125,1*3	168,9*3	118,1*3	106,7*3	170,9*3	109,2*3
54 maanden	31,1*3	125,1*3	168,9*3	118,1*3	106,7*3	170,9*3	109,2*3
Acute fase							
27 maanden	31,1*6	215,9*6	260,6*6	188,7*6	171,5*6	229,2*6	305,6*6
54 maanden	31,1*6	215,9*6	260,6*6	188,7*6	171,5*6	229,2*6	305,6*6
Chronische fase							
27 maanden	29,5*18	43,6*18	47,7*18	37,8*18	44,8*18	40,8*18	52*18
54 maanden	29,5*45	43,6*45	47,7*45	37,8*45	44,8*45	40,8*45	52*45
Totaal							
27 maanden	810,9	2.455,5	2.928,9	2.166,9	2.155,5	2.622,3	3.097,2
54 maanden	1.607,4	3.632,7	4.216,8	3.187,5	3.365,1	3.723,9	4.501,2
Gemiddeld/maand							
27 maanden	30,03	90,94	108,48	80,26	79,83	97,12	114,71
54 maanden	29,77	67,27	78,09	59,03	62,32	68,96	83,36

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Pacolet et al., 2011)

Tabel 19 geeft een overzicht van de totale netto eigen bijdrage van kankerpatiënten in Vlaanderen over alle fasen heen. Deze tabel is eigenhandig opgesteld op basis van gegevens uit de studie van Pacolet et al. (2011). De gemiddelde maandelijkse eigen kost voor de patiënt in Vlaanderen is bij leukemie het hoogst, namelijk 114,71 euro rekening houdend met 27 maanden en 83,36 euro op basis van 54 maanden (Pacolet et al., 2011).

d) Incrementele kost

Tabel 20: Maandelijke incrementele kost van kanker van de CM-leden (data 2008-2009)

	België	Vlaanderen
<i>Prediagnostische fase</i>	<i>netto incrementele kost</i>	<i>netto incrementele kost</i>
Darmkanker	154,2 euro	137,8 euro
Prostaatkanker	118,3 euro	87 euro
Borstkanker	77 euro	75,6 euro
Longkanker	150 euro	139,8 euro
<u>Leukemie</u>	<u>80,5 euro</u>	<u>78,1 euro</u>
<i>Acute fase</i>	<i>netto incrementele kost</i>	<i>netto incrementele kost</i>
Darmkanker	244,6 euro	229,5 euro
Prostaatkanker	144,2 euro	157,6 euro
Borstkanker	147,9 euro	140,4 euro
Longkanker	177,3 euro	198,1 euro
<u>Leukemie</u>	<u>274,9 euro</u>	<u>274,5 euro</u>
<i>Chronische fase</i>	<i>netto incrementele kost</i>	<i>netto incrementele kost</i>
Darmkanker	20,2 euro	18,2 euro
Prostaatkanker	7,9 euro	8,3 euro
Borstkanker	13,9 euro	15,3 euro
Longkanker	12,8 euro	11,3 euro
<u>Leukemie</u>	<u>25,9 euro</u>	<u>22,5 euro</u>

(Bron: Pacolet et al., 2011)

Het is nodig de incrementele kost te berekenen om zo de meerkost van kanker te kunnen weten, want niet alle geobserveerde medische kosten kunnen gelinkt worden aan kanker. Bepaalde kosten worden niet rechtstreeks veroorzaakt door de kanker, maar kunnen het gevolg zijn van andere meestal leeftijdsafhankelijke aandoeningen. De incrementele kost wordt verkregen door de netto eigen bijdrage van de verschillende kankertypes te verminderen met de netto maandelijkse eigen bijdrage van de controlegroep. In tabel 20 kan de netto incrementele kost voor de verschillende kankertypes en per fase in België en Vlaanderen terug gevonden worden. Er valt op dat er toch een grote meerkost aan kanker verbonden is. Net zoals de netto maandelijkse eigen bijdrage bereikt de incrementele kost zijn piek in de acute fase. De incrementele kosten worden duidelijk minder vanaf de chronische fase (Pacolet et al., 2011).

3.2.2. Niet-medische kosten

Om de niet-medische kosten te bepalen, wordt er in deze studie gekozen om een directe bevraging bij kankerpatiënten te doen, waarvan de inhoud aangepast kan worden aan de specifieke situatie. In dit onderzoek zullen kankerpatiënten enkel via de behandelende arts aangesproken worden. Hierdoor wordt uiteindelijk slechts een kleine steekproef bevestigd. Er treedt een probleem op met de geneesmiddelen zonder voorschrift. Deze gegevens worden niet opgenomen in Farmanet en zijn dus niet te verkrijgen via de CM. Gegevens over deze kosten moeten vervolgens verkregen worden via de vragenlijst, waarbij aan patiënten gevraagd wordt hoeveel hun geneesmiddelenverbruik bedroeg in een bepaalde periode. Een schriftelijke bevraging heeft ook nadelen. Zo is er een verhoogde kans op ontbrekende gegevens. Patiënten kunnen de enquête als tijdrovend ervaren waardoor ze relevante facturen niet terug willen opzoeken, ze gegevens niet willen opvragen in hun omgeving en ze de enquête niet volledig ingevuld terugsturen (Pacolet et al., 2011).

3.2.2.1. Onderzoekspopulatie

Er wordt door de behandelende arts aan patiënten gevraagd om deel te nemen aan het onderzoek. Het onderzoek kan rekenen op de medewerking van Universitair Ziekenhuis Leuven en Ziekenhuis Netwerk Antwerpen. De patiënten worden in deze ziekenhuizen aan de balie van de dienst oncologie gevraagd deel te nemen aan het onderzoek. Hierbij wordt hen een begeleidende brief van HIVA, waarin hun medewerking aan het onderzoek gevraagd wordt, overhandigd. Bedoeling van de brief is het verduidelijken van de onderzoeksopzet en de inhoud van het onderzoek. Indien de patiënt positief reageert op dit verzoek, wordt zijn/haar naam, telefoonnummer en adres op de brief genoteerd. Via UZ Leuven hebben 86 kankerpatiënten toegezegd voor het onderzoek, waaronder 34 patiënten met prostaatkanker, 14 patiënten met darmkanker, 31 patiënten met borstkanker en 7 patiënten uit de hematologieafdeling. Via ZN Antwerpen hebben 23 patiënten toegezegd voor het onderzoek. Uit deze formulieren kon niet afgeleid worden om welk soort kanker het precies gaat (Pacolet et al., 2011).

Het merendeel van die 109 (=86+23) patiënten blijken op remissie te zijn. Dit betekent dat de symptomen van kanker tot een laag niveau teruggedrongen werden of zelfs helemaal verdwenen zijn. Er wordt gekozen om toch ook met deze patiënten, die op remissie zijn, te werken. Uiteindelijk wordt er een steekproef overgehouden van 46 patiënten. Er kunnen een aantal verklaringen gegeven worden voor de kleine steekproef. Ten eerste is een dergelijk onderzoek voor kankerpatiënten vaak te belastend. Ten tweede kan de studie maar rekenen op de medewerking van een beperkt aantal ziekenhuizen. Ten slotte werd er geen longkankerarts gevonden die wou meewerken, waardoor er dus bijna geen patiënten met longkanker werden gevraagd om deel te nemen. Tabel 21 geeft een inzicht in de samenstelling van de steekproef (Pacolet et al., 2011).

Tabel 21: Overzicht aantal in steekproef

Soort kanker	Percentage	Aantal
Darmkanker	20%	9
Prostaatkanker	39%	18
Borstkanker	30%	14
Longkanker	9%	4
Leukemie	2%	1
Totaal	100%	46

(Bron: Pacolet et al., 2011)

3.2.2.2. Resultaten

De binnengekomen gegevens worden geanalyseerd met behulp van het statistisch computerprogramma SAS ('*Statistical analysis system*'). Het probleem van ontbrekende gegevens wordt opgelost met de imputatie-techniek. Dit betekent dat de gemiddelde kost van de patiënten met een gekende kost wordt toegekend aan patiënten die aangeven een kost te hebben maar het bedrag niet verduidelijken. De kost die gepaard gaat met een hospitalisatieverzekering is er altijd. Deze kost is niet het gevolg van het hebben van kanker.

In tabel 22 kan een synthese terug gevonden worden van de totale niet-medische kosten per maand voor de steekproef. Welke kosten precies onder deze kostenposten behoren is terug te vinden in tabel 46 in bijlage 2 (Pacolet et al., 2011).

Tabel 22: Overzicht maandelijks niet-medische kosten van de steekproef

Kostenpost	Eigen bijdrage patiënten na imputatie
Niet-medische professionele hulpverleners (per maand)	13,2 euro
Verzorgingsmiddelen (per maand)	5,4 euro
Duurzame hulpmiddelen (per maand)	4,2 euro
Woonaanpassingen (per maand)	7,1 euro
Inkomensverlies patiënt (per maand)	98 euro
Inkomensverlies mantelzorger (per maand)	0,9 euro
Kosten voor mantelzorger (per maand)	5,3 euro
Totaal niet-medische kosten (per maand)	134,1 euro

(Bron: Pacolet et al., 2011)

Er kan opgemerkt worden dat de eigen bijdrage voor niet-medische kosten patiënten maandelijks 134,1 euro kost. Het grootste deel van deze kost is toe te schrijven aan het verlies aan inkomen dat de patiënt oploopt ten gevolge van het hebben van kanker. Dit komt neer op een bedrag van 98 euro per maand. Het maandelijks inkomensverlies van de steekproef is redelijk laag. In de studie van Pacolet et al. (2011) worden volgende redenen hiervoor aangehaald:

- er hebben slechts 3 van de 46 personen aangegeven een inkomensverlies te hebben geleden als gevolg van de kanker in de voorbije twaalf maanden. Daarentegen worden er wel 8 van de 46 personen geconfronteerd met een gewijzigde werksituatie;
- er hebben slechts 3 van de 46 personen een expliciet cijfer gegeven voor het inkomensverlies. Hier moet rekening gehouden worden met de grote variatie aan inkomensverlies bij deze drie personen. Zo varieert het bedrag bij deze drie personen van 3.000 euro tot 36.000 euro per jaar;
- de meeste personen uit de steekproef leven van het wettelijk pensioen. Deze personen kunnen dus niet meer geconfronteerd worden met een inkomensverlies (Pacolet et al., 2011).

3.3. Conclusie

Deze studie van Pacolet et al. (2011) heeft een aantal belangrijke voordelen. Zo is de studie zeer recent uitgevoerd. De verzamelde kostengegevens voor het bepalen van de medische kosten slaan namelijk op een periode van 1 juli 2007 tot en met 31 december 2009. Verder is de studie van toepassing op enkel Belgische volwassen patiënten. In deze studie worden de gezondheidskosten specifiek voor leukemie bepaald. Ten slotte wordt er in deze studie een efficiënte berekeningsmethode gehanteerd. Er wordt bijvoorbeeld voor de berekening van de medische kosten gebruik gemaakt van een controlegroep. Nadeel van deze studie is dat de bepaling van de niet-medische kosten slechts gebaseerd is op een kleine steekproef. Dit komt de representativiteit en de veralgemeenbaarheid van de resultaten niet ten goede. Een ander nadeel bij het onderzoek naar niet-medische kosten is het feit dat in deze analyse de kosten niet meer onderverdeeld worden per kankertype of per regio, zoals dat wel het geval is bij de bepaling van de medische kosten (Pacolet et al., 2011).

3.3.1. Totale netto incrementele eigen bijdrage

In deze masterproef zal de incrementele kost (d.i. de meerkost van kanker) gebruikt worden. Dit wordt gedaan omdat niet alle geobserveerde medische kosten gelinkt kunnen worden aan leukemie. Bepaalde kosten worden niet rechtstreeks veroorzaakt door leukemie, maar kunnen het gevolg zijn van andere meestal leeftijdsafhankelijke aandoeningen (Pacolet et al., 2011).

In tabel 23 wordt de gemiddelde netto incrementele eigen bijdrage van leukemiepatiënten berekend. Er wordt geen rekening gehouden met de kosten in de terminale fase, omdat er voor deze fase geen controlegroep voorhanden is. Zonder controlegroep is het niet mogelijk de incrementele kost te berekenen. Voor de eenvoudigheid worden de kosten uit de terminale fase dus buiten beschouwing gelaten. Tabel 23 focust op de netto incrementele kosten voor leukemiepatiënten in België (B) en in Vlaanderen (VI). Er wordt, zoals eerder al werd uitgelegd in het deel over totale medische kosten, een onderscheid gemaakt wat betreft de duur van de chronische fase.

Tabel 23: Totale netto incrementele eigen bijdrage leukemiepatiënten en controlegroep (in euro)

		Prediagnostische fase	Acute fase	Chronische fase	Totaal	Gemiddeld per maand
Controlegroep 27 maanden	B	31,6*3	31,6*6	30*18	824,4	30,53
	VI	31,1*3	31,1*6	29,5*18	810,9	30,03
Controlegroep 54 maanden	B	31,6*3	31,6*6	30*45	1.634,4	30,27
	VI	31,1*3	31,1*6	29,5*45	1.607,4	29,77
Leukemie 27 maanden	B	80,5*3	274,9*6	25,9*18	2.357,1	87,3
	VI	78,1*3	274,5*6	22,5*18	2.286,3	84,68
Leukemie 54 maanden	B	80,5*3	274,9*6	25,9*45	3.056,4	56,6
	VI	78,1*3	274,5*6	22,5*45	2.893,8	53,59

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Pacolet et al., 2011)

3.3.2. Totale gezondheidskosten

Zoals de schematische voorstelling van figuur 7 laat zien, bestaan de totale gezondheidskosten uit de kosten die ten laste van de gemeenschap vallen en de kosten die ten laste van de patiënt zelf vallen. De kosten die ten laste van de patiënt vallen worden nog verder onderverdeeld in medische en niet-medische kosten. Om de totale gezondheidskosten voor een leukemiepatiënt over de geobserveerde periode te bepalen, moeten de kosten ten laste van de gemeenschap en de kosten ten laste van de patiënt opgeteld worden. De gezondheidskosten van leukemie die uiteindelijk gebruikt zullen worden in de economische analyses van deze masterproef zijn terug te vinden in onderstaande tabel 24.

Tabel 24: Overzicht gezondheidskosten leukemie in België en Vlaanderen, uitgedrukt in euro

Gezondheidskosten	België		Vlaanderen		
	27 maanden	54 maanden	27 maanden	54 maanden	
<u>Kosten ten laste van gemeenschap (in euro)</u>	<u>34.668,5</u>	<u>69.336</u>	<u>34.668,5</u>	<u>69.336</u>	
Gemiddelde kost voor ziekteverzekering per maand	1.284	1.284	1.284	1.284	Tabel 12
Totale kost voor ziekteverzekering per patiënt	1.284*27 = 34.668,5	1.284*54 = 69.336	1.284*27 = 34.668,5	1.284*54 = 69.336	
<u>Kosten ten laste van de patiënt (in euro)</u>	<u>5.977,8</u>	<u>10.297,8</u>	<u>5.907,06</u>	<u>10.135,26</u>	
Gemiddelde medische netto incrementele eigen bijdrage per maand	87,3	56,6	84,68	53,59	Tabel 23
Totale medische netto incrementele eigen bijdrage	87,3*27 = 2.357,1	56,6*54 = 3.056,4	84,68*27 = 2.286,36	53,59*54 = 2.893,86	
Gemiddelde niet-medische kost per maand	134,1	134,1	134,1	134,1	Tabel 22
Totaal niet-medische kosten	134,1*27 = 3.620,7	134,1*54 = 7.241,4	134,1*27 = 3.620,7	134,1*54 = 7.241,4	
<u>Totale gezondheidskosten voor leukemiepatiënt (in euro)</u>	<u>40.646,3</u>	<u>79.633,8</u>	<u>40.575,56</u>	<u>79.471,26</u>	

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Pacolet et al., 2011)

In de economische analyses van deze masterproef zal gebruik gemaakt worden van de totale gezondheidskosten voor patiënten gedurende 54 maanden. De netto incrementele medische kosten die ten laste van de leukemiepatiënt zelf vallen, bedragen 56,6 euro per maand in België (cf. tabel 23) en 53,59 euro per maand in Vlaanderen (cf. tabel 23). Dit zijn netto kosten omdat de tegemoetkomingen zoals tussenkomst maximumfactuur en overige kosten compenserende tussenkomsten er al vanaf getrokken werden (Pacolet et al., 2011).

De cijfers van Vlaanderen zullen gebruikt worden, omdat de verontreinigde site zich in Vlaanderen, meer bepaald in Genk, bevindt. Aangezien er bij de niet-medische kosten en bij de kosten ten laste van de Belgische gemeenschap geen onderscheid gemaakt wordt per regio, wordt hier voor de eenvoudigheid verondersteld dat deze kosten in België en Vlaanderen gelijk zijn. De niet-medische kosten en de kosten ten laste van de Belgische gemeenschap worden niet specifiek berekend voor

Vlaamse leukemiepatiënten. Daarom wordt er voor de eenvoudigheid verondersteld dat deze kosten voor een Belgische leukemiepatiënt dezelfde zijn als voor een Vlaamse leukemiepatiënt.

Er kan op basis van tabel 24 gezegd worden dat de totale gezondheidskost voor Vlaamse leukemiepatiënten 79.471,26 euro bedraagt over 54 maanden. Om deze totale zorgkost te kunnen gebruiken in de economische analyses moet het totale bedrag nog vermenigvuldigd worden met de risico-index. De risico-index laat zien wat het risico op leukemie bedraagt bij een langdurige blootstelling. De gezondheidskost over 54 maanden voor één patiënt moet nog verdisconteerd worden. De berekening van de verdisconteerde gezondheidskosten per patiënt is terug te vinden in onderstaande tabel 25. De gezondheidskosten verdisconteerd aan 3% zijn terug te vinden in tabel 47 in bijlage 3.1.

Tabel 25: Overzicht verdisconteerde gezondheidskost per patiënt

Jaar	t	Kost per patiënt (54 maanden)	Kost (5%)
1999	0	79.471,26	79.471,26
2000	1	79.471,26	75.686,91
2001	2	79.471,26	72.082,78
2002	3	79.471,26	68.650,26
2003	4	79.471,26	65.381,20
2004	5	79.471,26	62.267,81
2005	6	79.471,26	59.302,68
2006	7	79.471,26	56.478,74
2007	8	79.471,26	53.789,28
2008	9	79.471,26	51.227,88
2009	10	79.471,26	48.788,46
2010	11	79.471,26	46.465,20
2011	12	79.471,26	44.252,57
2012	13	79.471,26	42.145,31
2013	14	79.471,26	40.138,39
2014	15	79.471,26	38.227,03
2015	16	79.471,26	36.406,70
2016	17	79.471,26	34.673,05
2017	18	79.471,26	33.021,95
2018	19	79.471,26	31.449,48
2019	20	79.471,26	29.951,88

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Pacolet et al., 2011)

De economische analyses in hoofdstuk 4 van deze masterproef bestaat uit drie delen. Eerst wordt er aan de hand van een kosten-effectiviteitsanalyse gekeken welke grondwatersaneringstechniek de laagste kost per vermeden DALY oplevert. Vervolgens worden er twee kosten-batenanalyses uitgevoerd. De eerste kosten-batenanalyse gaat de gevonden DALYs monetair waarderen en deze vermeden kosten dan vergelijken met de kosten van de verschillende grondwatersaneringstechnieken. Het aantal DALYs en de economische waarde van één DALY zijn gebaseerd op de studie van Torfs (2003). De tweede kosten-batenanalyse gaat een afweging maken tussen gezondheidskosten van leukemie en de kosten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven. De gezondheidskosten zijn afkomstig uit een studie van Pacolet et al. (2011).

Hoofdstuk 3: Praktijkprobleem

Deel 1: Inleiding

In *hoofdstuk 1: Probleemstelling deel 2 situatieschets* wordt de situatie bij Ford Genk uitgebreid besproken. Er is bij Ford Genk een BTEX-verontreiniging ontdekt, die in de pluimzone aangepakt werd met behulp van fyto-remediatie. Op basis van een kosten-effectiviteitsanalyse (Compennolle et al., z.d.) kan aangetoond worden dat fyto-remediatie als grondwatersaneringstechniek in vergelijking met pump & treat en natuurlijke attenuatie een goede keuze voor Ford Genk is geweest. Bij natuurlijke attenuatie duurt het namelijk veel langer vooraleer de BTEX-verontreiniging zichzelf heeft opgelost. De BTEX-verontreiniging neemt het snelst af als de pump & treat methode toepast wordt. In vergelijking met fyto-remediatie is pump & treat een stuk duurder, wat in het voordeel van fyto-remediatie pleit (Ford Genk, 1998).

Bij de kosten-effectiviteitsanalyse wordt echter geen rekening gehouden met de menselijke gezondheidsrisico's ten gevolge van de BTEX-verontreiniging. Het op risico-gebaseerd besluitvormingsproces houdt wel rekening met de menselijke gezondheidsrisico's van een bepaalde verontreiniging. Daarom is het voor het Ford Genk praktijkgeval beter gebruik te maken van een op risico-gebaseerd besluitvormingsproces (Lemming et al., 2010 en Khadam & Kaluarachchi, 2003).

Belangrijk is om te onderzoeken of natuurlijke attenuatie nog steeds één van de grondwatersaneringsalternatieven is als er ook rekening gehouden wordt met de menselijke gezondheidsrisico's. Er wordt namelijk verwacht dat bij natuurlijke attenuatie het humane gezondheidsrisico groter is omdat het langer duurt vooraleer de schadelijke BTEX-verontreiniging zichzelf heeft opgelost.

Deel 2: Bespreking gegevens

In tabel 26 zijn de concentraties van BTEX doorheen de tijd opgenomen voor de drie verschillende grondwatersaneringsalternatieven. De gesimuleerde concentraties BTEX uit de bovenste grondlaag achter het fyto-remediatiegebied, aan de grens van het terrein, worden in beschouwing genomen. Vooraleer de concentraties gesimuleerd konden worden, was het nodig een simulatie te maken van hoe de verontreinigingskern en pluimen evolueerden doorheen de tijd. Fyto-remediatie is de toegepaste saneringstechniek in de pluimzone. De andere twee saneringsalternatieven, natuurlijke attenuatie en pump & treat, zijn puur hypothetisch. In de kernzone werd pump & treat toegepast

omdat de concentraties verontreiniging hier 1000 maal groter waren. De pluimzone is een braakliggend terrein zonder verharding, terwijl de kernzone zich onder de fabriek bevindt.

Tabel 26: Overzicht gesimuleerde concentraties BTEX in pluimzone (in mg/l)

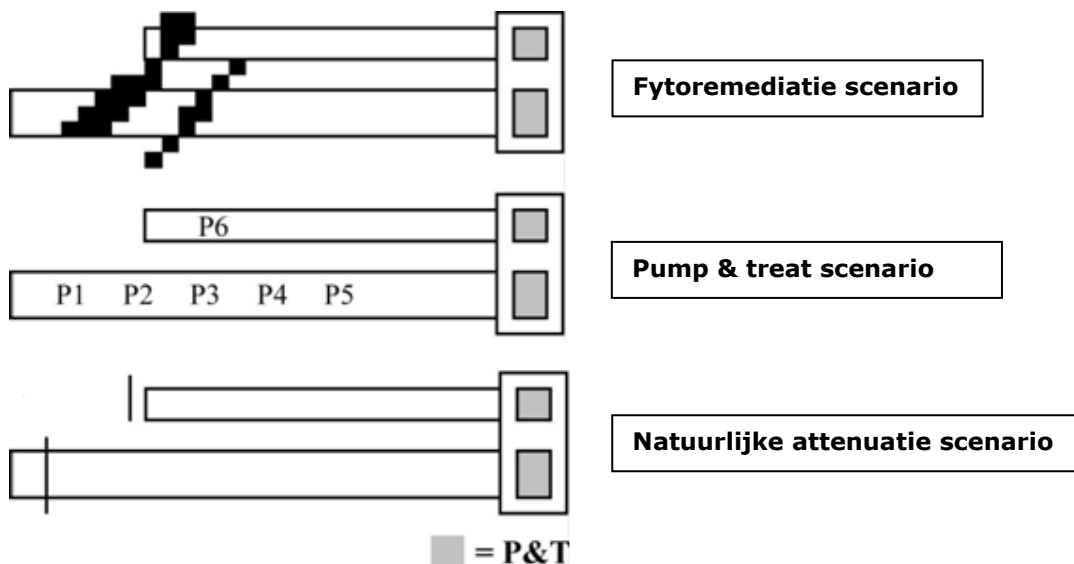
Jaar	NA	P&T	Fyto
1996	0,268	0,267714	0,267714
1997	0,231	0,231429	0,231429
1998	0,204	0,203714	0,203714
1999	0,186	0,069714	0,14
2000	0,175	0,021429	0,104
2001	0,184	0,013143	0,097
2002	0,211	0,016571	0,103
2003	0,211	0,027143	0,061
2004	0,171	0,060571	0,027
2005	0,141	0,070571	0,017
2006	0,121	0,082286	0,012
2007	0,100	0,087714	0,008
2008	0,078	0,082857	0,005
2009	0,056	0,067714	0,003
2010	0,039	0,051429	0,001
2011	0,027	0,038	0,001
2012	0,018	0,026286	0,001
2013	0,013	0,019429	0
2014	0,010	0,014857	0
2015	0,008	0,011143	0
2016	0,006	0,008	0
2017	0,005	0,006571	0
2018	0,003	0,005143	0

(Bron: Compernelle et al., z.d.)

Om tot de concentraties van BTEX te komen in een bepaald jaar en voor een bepaald grondwatersaneringsalternatief, werd een simulatie gebruikt. De concentraties van elk van de drie grondwatersaneringsalternatieven werden namelijk gesimuleerd voor de pluimzone van 1996 tot 2018. Er dient wel opgemerkt te worden dat de werkingstijd in de pluimzone van fyto-remediatie en natuurlijke attenuatie 20 jaar bedraagt, terwijl pump & treat slechts 5 jaar operationeel is. In de kernzone is de werkingstijd van pump & treat 20 jaar (Compernelle et al., z.d.).

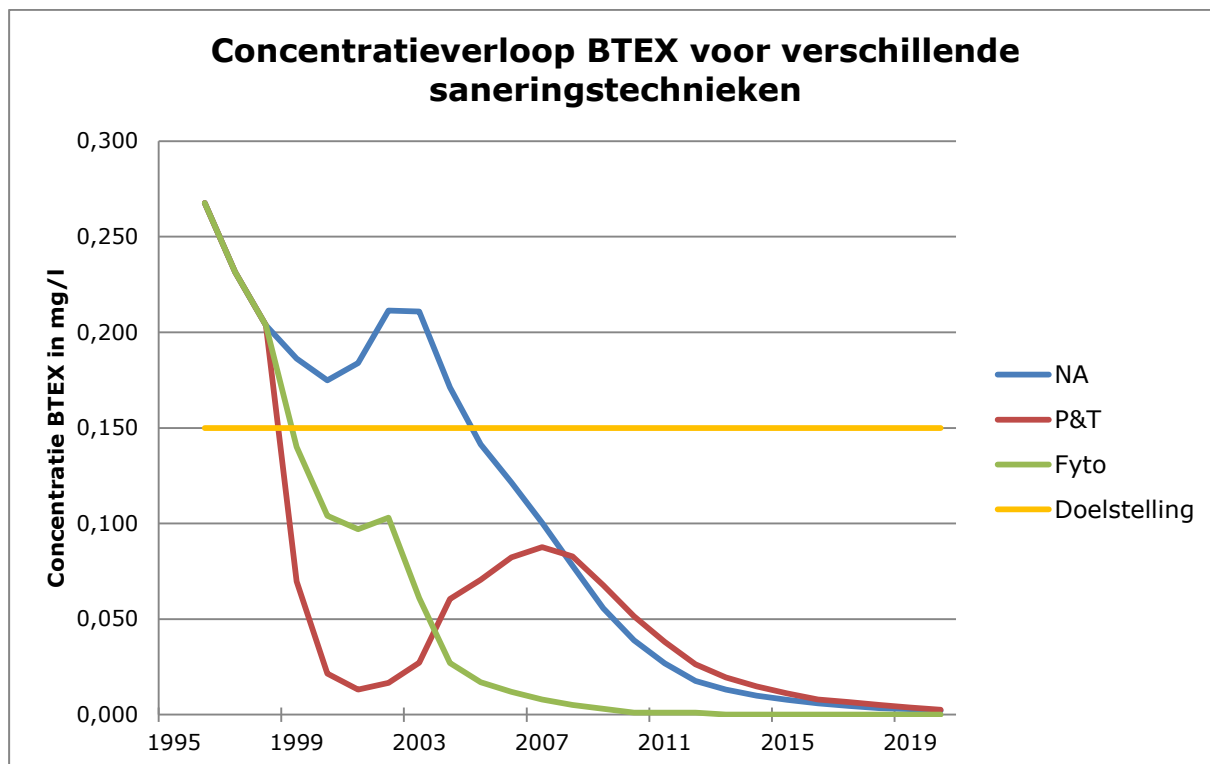
Figuur 10 biedt een grafische voorstelling van de grondwatersaneringsalternatieven bij Ford Genk. In de verontreinigingskern werden pompen geplaatst om de verontreiniging op te lossen. Dit wordt op figuur 10 voorgesteld door de twee grijze blokjes (Compernelle et al., z.d.).

In de lente van 1999 werden 275 populieren geplant om de BTEX-pluimen te saneren. Dit wordt op figuur 10 (*fytoremediatie scenario*) weergegeven door de zwarte blokjes. Figuur 10 (*pump & treat scenario*) laat de zes pompen in de pluimen zien. P6 en P1 zijn diepwellpompen $<5\text{m}^3$, terwijl P2 een diepwellpomp $>5\text{m}^3$ is. In het natuurlijke attenuatie scenario worden geen maatregelen genomen voor de sanering van het met BTEX verontreinigde grondwater bij Ford Genk. Dit is te zien op figuur 10 (*natuurlijke attenuatie scenario*). De verticale streepjes bij het natuurlijke attenuatie scenario op figuur 10 duiden op de locatie waar het verloop in concentratie geregistreerd wordt. Het verloop in concentratie is te zien op figuur 11. Er wordt verondersteld dat bij natuurlijke attenuatie de BTEX-verontreiniging na verloop van tijd zichzelf oplost (Compernelle et al., z.d.).



Figuur 10: Voorstelling grondwatersaneringsalternatieven Ford Genk

(Bron: Compernelle et al., z.d.)



Figuur 11: Concentratieverloop BTEX voor de verschillende saneringsalternatieven (in mg/l)

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compernelle et al., z.d.)

Op figuur 11 wordt de afname van de BTEX-concentraties grafisch weergegeven. De concentraties zijn gedurende verschillende jaren voor de drie grondwatersaneringsalternatieven, namelijk natuurlijke attenuatie, pump & treat en fyto-remediatie, gegeven. De gele lijn stelt de doelstellingsconcentratie voor. Deze norm ligt op 0,150 mg/l en is door OVAM specifiek opgelegd aan Ford Genk. Er dient opgemerkt te worden dat de concentraties van elk van de drie grondwatersaneringsalternatieven al snel de doelstelling bereiken hebben. Het grondwatersaneringsalternatief pump & treat bereikt het snelst de doelstelling van 0,150 mg/l, gevolgd door fyto-remediatie. Bij het grondwatersaneringsalternatief natuurlijke attenuatie duurt het langer vooraleer de doelstellingsconcentratie gehaald wordt. Bij dit saneringsalternatief gaat de BTEX-verontreiniging zichzelf afbreken. Verder valt op dat de concentraties bij pump & treat vanaf 2001 een stijgend verloop kenden. Dit wordt het 'rebound-effect' genoemd. De toename in concentratie vanaf 2001 was te wijten aan het feit dat de gebruikte pompen slechts vijf jaar operationeel waren. De pompen werden gebruikt in 1999 en stopgezet in 2003, waardoor de concentraties BTEX tijdelijk konden toenemen. Het 'rebound-effect' was hier geen probleem aangezien de BTEX-concentraties zich nog onder de doelstellingsconcentratie bevonden (Compernelle et al., z.d.).

Hoofdstuk 4: Economische analyses

Deel 1: Overzicht gegevens

In dit deel van het hoofdstuk zal een overzicht gegeven worden van de gegevens die verder in de economische analyses gebruikt zullen worden. Die economische analyses zullen bestaan uit drie delen. Eerst zal er gekeken worden welk grondwatersaneringsalternatief de laagste kost per vermeden DALY oplevert. Vervolgens zullen er twee kosten-batenanalyses uitgevoerd worden. In de eerste kosten-batenanalyse wordt het aantal DALYs monetair gewaardeerd en beschouwd als een vermeden kost. Deze vermeden kost wordt vervolgens vergeleken met de kosten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven. Hierbij zijn de gebruikte cijfers gebaseerd op de studie van Torfs (2003). De tweede kosten-batenanalyse maakt een afweging tussen de gezondheidskosten van leukemie, bepaald op basis van de studie van Pacolet et al. (2011), en de kosten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven. Om de economische analyses uit te voeren is het nodig over een aantal gegevens te beschikken, zoals de kosten van de grondwatersaneringsalternatieven en de risico-index. In dit hoofdstuk wordt verdisconteerd aan 5%. De berekeningen met een discontovoet van 3% zijn terug te vinden in bijlage 3.

1. Kosten van grondwatersaneringsalternatieven

De kosten van de drie grondwatersaneringsalternatieven, namelijk natuurlijke attenuatie, pump & treat en fyto-remediatie, zijn verkregen via het artikel van Compennolle et al. (z.d.). De kosten worden uitgesplitst per grondwatersaneringsalternatief. Verder worden de kosten telkens berekend op basis van twee verschillende discontovoeten, namelijk 5% en 3%. Er wordt een discontovoet van 5% gebruikt omdat deze waarde ook gebruikt wordt in het artikel van Compennolle et al. (z.d.). Een discontovoet van 3% wordt gehanteerd omdat deze waarde in de studie van Torfs (2003) ook gebruikt wordt bij het verdisconteren van gewaardeerde DALYs. Bij het bespreken van de economische resultaten zal dan uiteindelijk aangehaald worden of de waarde van de discontovoet al dan niet een invloed heeft op het finale resultaat. De economische analyses en de daarbij horende resultaten en uitwerkingen waarbij een discontovoet van 3% gehanteerd wordt, zijn terug te vinden in bijlage 3.

1.1. Natuurlijke attenuatie

Het saneringsalternatief natuurlijke attenuatie heeft enkel monitoringkosten, zoals het plaatsen van peilputten, staalname & analyse, rapportering en reparatie. Monitoring is nodig om de kwaliteit van

het grondwater te kunnen controleren. Er wordt verondersteld dat er in 1999 vier peilputten geplaatst zijn en dat er een tweejaarlijkse staalname gebeurt (Compernelle et al., z.d.).

Tabel 27 geeft een overzicht van de totale jaarlijkse kosten die gepaard gaan met het saneringsalternatief natuurlijke attenuatie. Er wordt verdisconteerd aan de hand van volgende formule:

$$\text{Verdisconteerde kost in jaartal } t = \frac{\text{Totale kost in jaar } t}{(1+r)^{(t-1999)}} \text{ met } r = 5\% \quad (\text{Formule 10})$$

De som van de totale kosten verdisconteerd naar 1999 aan 5% van het saneringsalternatief natuurlijke attenuatie bedraagt 54.610,63 euro.

Tabel 27: Kosten natuurlijke attenuatie, uitgedrukt in euro, r=5%

Jaar	1999	2000	2001	2002	2003
Jaarlijkse kost	18.821,70	2.789,51	9.955,91	2.995,52	2.469,50
	= investeringskost				
Jaar	2004	2005	2006	2007	2008
Jaarlijkse kost	2.048,01	2.284,81	2.508,93	2.284,61	2.284,49
Jaar	2009	2010	2011	2012	2013
Jaarlijkse kost	2.284,49	2.284,49	2.284,49	2.284,49	2.284,49
Jaar	2014	2015	2016	2017	2018
Jaarlijkse kost	2.284,49	2.284,49	2.284,49	2.284,49	2.284,49
Verdisconteerd totaal	54.610,63				

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compernelle et al., z.d.)

1.2. Pump & treat

Aangezien de pompen stopgezet werden in 2003 en de concentratie BTEX onder de limiet van 0,150 mg/l zit, is het voldoende de kosten te kennen van jaar 1999 tot en met jaar 2003. Dit werd eerder al aangehaald in *hoofdstuk 3: Praktijkprobleem - Deel 2: Bespreking gegevens* (Compernelle et al., z.d.). De verdisconteerde jaarlijkse kosten, die gepaard gaan met het pump & treat scenario, zijn terug te vinden in tabel 28. Ook bij het saneringsalternatief pump & treat zijn er monitoringkosten aanwezig. Daarom wordt er hier gekozen om de kost van het saneringsalternatief natuurlijke attenuatie op te tellen bij de kost van het saneringsalternatief pump & treat. De som

van de totale kosten verdisconteerd naar 1999 aan 5% van het saneringsalternatief pump & treat bedraagt 153.261,38 euro (Compernelle et al., z.d.).

Tabel 28: Kosten pump & treat, uitgedrukt in euro, r=5%

Kosten	1999	2000	2001	2002	2003
Coördinatie	5.402,44	0	0	0	0
Werfinrichting	3.975,09	0	0	0	0
Leidingwerk (m)	2.550,69	0	0	0	0
(De)mobilisatie GWZI	1.364,42	0	0	0	0
Huur en onderhoud GWZI (15m ³ /u)	6.261,92	5.963,73	5.679,74	5.409,28	5.151,69
Verbruik actief kool	6.526,67	6.215,87	5.919,88	5.637,98	5.369,50
Installatie deepwellpompen	2.244,62	2.137,73	2.035,94	1.938,99	1.846,66
Huur en onderhoud deepwellpompen <5m ³	1.837,17	1.749,69	1.666,37	1.587,02	2.267,17
Huur en onderhoud deepwellpompen >5m ³	1.473,39	1.403,23	1.336,41	1.272,77	0
Verhanging	0	736,70	701,62	668,20	318,19
Verdisconteerd 1999	31.636,40	18.206,95	17.339,95	16.514,24	14.953,21
Totaal	98.650,75 + monitoringkost = 98.650,75 + 54.610,63 = 153.261,38				

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compernelle et al., z.d.)

1.3. Fytoremediatie

Het saneringsalternatief fyto-remediatie bestaat uit volgende kosten: voorbereiding, planten van bomen en onderhoud (Compernelle et al., z.d.).

Tabel 29 geeft een overzicht van de jaarlijkse kosten die gepaard gaan met het saneringsalternatief fyto-remediatie. Er wordt verdisconteerd aan de hand van formule 10, die eerder gebruikt werd voor het verdisconteren van de saneringskosten bij het natuurlijke attenuatie scenario. Net zoals bij het pump & treat scenario zijn er bij het fyto-remediatie saneringsalternatief monitoringkosten aanwezig. Daarom wordt er hier geopteerd om de kost van het saneringsalternatief natuurlijke attenuatie op te tellen bij de kost van het saneringsalternatief fyto-remediatie. De som van de totale kosten verdisconteerd naar 1999 aan 5% van het saneringsalternatief fyto-remediatie bedraagt 96.620,92 euro.

Tabel 29: Kosten fyto remediatie, uitgedrukt in euro, r=5%

Jaar	Voor- bereiding	Planten van bomen	Onderhoud	Totaal	Verdis- conteerd
1999	13.882,75	11.325,18	744	25.951,92	25.951,92
2000	0	793,25	2.242,33	3.035,58	2.891,03
2001	0	0	0	0	0
2002	0	0	7.598	7.598	6.563,44
2003	0	960,89	0	960,89	790,53
2004	0	0	0	0	0
2005	0	0	0	0	0
2006	0	3.620	4.560	8.180	5.813,37
2007	0	0	0	0	0
2008	0	0	0	0	0
Totaal	42.010,29 + 54.610,63 = 96.620,92				

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compernelle et al., z.d.)

1.4. Overzicht

Tabel 30 biedt een overzicht van de kosten voor de verschillende grondwatersaneringsalternatieven en voor de verschillende jaren. In deze masterproef worden de gecumuleerde kosten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven beschouwd, in het beginjaar, na 5 jaar, na 10 jaar, na 15 jaar en na 20 jaar. Er valt op dat de kost van het saneringsalternatief pump & treat het hoogst is, gevolgd door fyto remediatie. De kost van het saneringsalternatief natuurlijke attenuatie omvat de kosten die gepaard gaan met het monitoren.

Tabel 30: Overzicht verdisconteerde kosten per grondwatersaneringsalternatief (in euro)

Grondwatersaneringstechniek	Kost verdisconteerd aan 5%
Natuurlijke attenuatie	
0 jaar	18.821,70
5 jaar	36.732,65
10 jaar	44.642,06
15 jaar	50.714,06
20 jaar	54.610,63
Pump & treat	
0 jaar	50.458,10
5 jaar	135.383,40
10 jaar	143.292,81
15 jaar	149.364,81
20 jaar	153.261,38
Fytoremediatie	
0 jaar	44.773,62
5 jaar	72.929,57
10 jaar	86.652,35
15 jaar	92.724,35
20 jaar	96.620,92

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compernelle et al., z.d.)

2. Risico-index

Als eerste stap zal een risico-index berekend worden. Dit wordt gedaan aan de hand van door WHO opgestelde risicowaarden voor benzeen in drinkwater. Deze risicowaarden zijn terug te vinden in tabel 1. Als tweede stap wordt een risico-index berekend aan de hand van het softwareprogramma Vlier-Humaan. Uiteindelijk zullen de economische analyses uitgevoerd worden met beide risico-indices. Er zal enkel een risico-index voor de blootstelling aan benzeen berekend worden aangezien de risico-indices voor de andere stoffen (tolueen, ethylbenzeen en xyleen) erg klein zullen zijn. Een zeer kleine risico-index heeft geen invloed op de economische analyses. Daarom wordt er in deze masterproef geopteerd om enkel die stof te gebruiken waarvan de risico-index het grootst is, wat hier dus voor benzeen het geval is. Voor de eenvoudigheid worden de BTEX-concentraties uit tabel 26 beschouwd als zijnde benzeenconcentraties.

2.1. Risicowaarden benzeen in drinkwater

De risico-index wordt berekend via de risicowaarden van benzeen in drinkwater. Deze waarden zijn opgesteld door de WHO en terug te vinden in tabel 1. Voor de eenvoudigheid wordt verondersteld dat de BTEX-concentraties uit tabel 26 overeenkomen met de benzeenconcentraties. Zoals eerder aangehaald zal er in deze masterproef enkel rekening gehouden worden met de benzeencomponent aangezien de invloed van de andere drie componenten (d.i. toluen, ethylbenzeen en xyleen) waarschijnlijk verwaarloosbaar is. De BTEX-concentraties van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven zullen jaarlijks vergeleken worden met de risicowaarden uit tabel 1. Hieruit kan dan een risico-index berekend worden.

In de literatuurstudie, Deel 1: Technische aspecten – Risico-evaluatie - Resultaat, is een formule terug te vinden van OVAM (2004b) voor het bepalen van de risico-index bij volwassenen in een industriegebied. Deze formule is als volgt:

$$RI = \frac{D_{\text{oraal,volwassen}} + D_{\text{dermaal,volwassen}}}{AD_{\text{oraal},1/10^5}} + \frac{D_{\text{inhalatoir,volwassen}}}{AD_{\text{inhalatoir},1/10^5}} * \frac{45}{70} \quad (\text{Formule 3})$$

met

RI = risico-index voor volwassenen

D = totale dosis voor volwassenen

AD = dosis overeenkomend met het vooropgestelde kankerrisico

→ het vooropgestelde kankerrisico bedraagt in deze formule 1/10⁵ levenslang blootgestelde personen

De formule die gebruikt zal worden in deze masterproef voor het bepalen van de risico-index is:

$$RI \text{ in jaar } t = \frac{\text{Totale dosis volwassenen in jaar } t}{\text{Dosis risicowaarden benzeen in drinkwater}} * \frac{1}{10^5} * \# \text{werknemers in jaar } t * \frac{45}{70} \quad (\text{Formule 11})$$

Bij carcinogene stoffen, zoals benzeen, wordt er verondersteld dat de relatie tussen risico en blootstelling lineair is indien er sprake is van een laag blootstellingsniveau, wat hier het geval is. Dit alles wordt in de literatuurstudie, deel 1: Technische aspecten, onder het puntje Risico-evaluatie – Methode besproken en wetenschappelijk onderbouwd. Aangezien er hier sprake is van industrie en de dosis risicowaarden voor benzeen in drinkwater (cf. tabel 1) gelden voor levenslange blootstelling, dient er uitgemiddeld te worden. Dit gebeurt door de risico-index te vermenigvuldigen met de factor 45/70, waarbij 45 staat voor het gemiddeld aantal gewerkte jaren

en 70 voor de gemiddelde levensduur (Baker & Nieuwenhuijsen, 2008; Crettaz et al., 2002; OVAM, 2004a; OVAM, 2004b & Torfs, 2003).

Op basis van de risicowaarden van benzeen in drinkwater (cf. tabel 1) kan gesteld worden dat er één extra kanker geval per 100.000 levenslang blootgestelde personen optreedt bij een blootstellingsniveau van 0,01 mg/l. Daardoor zal de dosis risicowaarden benzeen in drinkwater voor de berekening van het kankerrisico gelijkgesteld worden aan 0,01 mg/l. Er wordt gekeken naar 100.000 levenslang blootgestelde personen omdat in formule 3 en 11 wordt verondersteld dat er 10^5 levenslang blootgestelde personen zijn (WHO, 2010b).

Het aantal werknemers bij Ford Genk varieert doorheen de jaren. Het werknemersaantal in bepaalde jaren is gebaseerd op de gegevens uit de eindverhandeling van De Gelissen (2007). De cijfers betreffende het werknemersaantal voor de ontbrekende jaren zijn terug te vinden op het internet.

Tabel 31: Risico-index op basis van risicowaarden drinkwater

t	Benzeen NA	Benzeen P&T	Benzeen Fyto	Risico-waarden	#WN	RI NA	RI P&T	RI Fyto
0	0,268	0,2680	0,268	0,01	12.230	2,107054	2,107054	2,107054
5	0,184	0,0131	0,097	0,01	9.454	1,118273	0,079616	0,589524
10	0,121	0,0823	0,012	0,01	5.550	0,431711	0,293635	0,042814
15	0,027	0,0380	0,001	0,01	4.466	0,077517	0,109098	0,002871
20	0,006	0,008	0	0,01	4.466	0,017226	0,022968	0

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compernelle et al., z.d.)

In tabel 31 is de jaarlijkse risico-index voor de drie saneringsalternatieven terug te vinden. De benzeenconcentraties zijn afkomstig uit tabel 26. In deze masterproef wordt de risico-index voor het beginjaar, na 5 jaar, na 10 jaar, na 15 jaar en na 20 jaar bepaald. Jaar 0 komt overeen met 1999. De risico-index wordt berekend aan de hand van formule 11, waarbij Benzeen NA, P&T en Fyto worden beschouwd als de totale dosis volwassenen in jaar t. De uiteindelijke risico-index voor de zes perioden en de drie grondwatersaneringsalternatieven zal gebruikt worden in de economische analyses van deze masterproef.

Hieronder worden een risico-index uitgerekend voor natuurlijke attenuatie in jaar 0. Kijkend naar het uitgewerkte voorbeeld hieronder, kan gesteld worden dat de kans bestaat dat een blootstelling

aan benzeen in jaar 0 bij grondwatersaneringsalternatief natuurlijke attenuatie zal leiden tot 2,107054 extra leukemiegevallen op 12.230 blootgestelde werknemers.

$$RI \text{ NA jaar } 0 = \frac{0,268}{0,01} * \frac{1}{10^5} * 12.230 * \frac{45}{70} = 2,107054$$

2.2. Vlier-Humaan

2.2.1. Algemeen

Vlier-Humaan is een software die gebruikt wordt om te kijken of er op een bepaalde verontreinigde site een risico aanwezig is voor de menselijke gezondheid. Het Vlier-Humaan model berekent op basis van gemeten concentraties in het grondwater en site specifieke parameters een dagelijkse dosis inname voor mensen. Deze dagelijkse dosis stelt, zoals in de literatuurstudie wordt aangehaald (cf. pagina 22), de hoeveelheid verontreinigende stof voor die een persoon dagelijks opneemt, verdeeld over het lichaamsgewicht. Deze dosis wordt dan afgewogen tegen de toelaatbare dosis inname voor mensen, ook wel afgekort tot TDI. De verhouding van dagelijkse dosis en TDI wordt de risico-index genoemd. De TDI is vooraf vastgelegd voor de verschillende verontreinigende stoffen rekening houdend met de verschillende blootstellingsroutes. Voor benzeen zitten deze waarden standaard in het Vlier-Humaan programma (Environmental resources management, 2003 & OVAM, 2004a).

De risico-index wordt in deze software bepaald aan de hand van volgende formule:

$$RI = \frac{(Dagelijkse\ dosis + AB_{inhalatoir})}{TDI_{inhalatoir}} + \frac{(Dagelijkse\ dosis + AB_{oraal})}{TDI_{oraal}} \quad (Formule\ 12)$$

met

RI = risico-index voor volwassenen;

AB = achtergrondblootstelling;

TDI = toelaatbare dagelijkse inname.

Indien de risico-index groter is dan één is er sprake van een kans op ernstige nadelige effecten of ernstige bedreiging. Een uitgebreide bespreking van het voorgaande is terug te vinden in *Technische literatuurstudie – deel 2: Saneren – 2.4. Risico-evaluatie – 2.4.4. Vlier-Humaan*.

Voor een bedrijf als Ecorem is het voldoende om te weten of de risico-index voor een bepaalde site groter is dan één. Indien de risico-index groter is dan één, wordt er verondersteld dat er een kans is op ernstige nadelige effecten of ernstige bedreiging. Vervolgens dient er gekeken te worden naar de normtoetsing bij de verschillende blootstellingsroutes. Indien de concentratie groter is dan de toelaatbare limiet wordt er gesteld dat er een kans bestaat op ernstige nadelige effecten of op ernstige bedreiging. Deze normtoetsing wordt voor alle mogelijk aanwezige blootstellingsroutes

toegepast. Op basis van deze normtoetsingen wordt dan beslist of er al dan niet gesaneerd dient te worden.

2.2.2. Specifiek voor het Ford Genk praktijkgeval

Vlier-Humaan laat het toe om bepaalde locatie-specifieke kenmerken in te voeren voor een bepaalde site. Voor het Ford Genk praktijkgeval is er gekozen om een eigen bodemgebruik aan te maken. Dit bodemgebruik is gebaseerd op het bodemgebruik '*industrie zware activiteit*'. Er is geopteerd voor een braakliggend bodemgebruik zonder kelder. Voor de parameters organische stof, kleigehalte, aard kelder, dikte betonlaag, hydraulische conductiviteit en hydraulische gradiënt zijn locatie-specifieke waarden ingegeven. Voor de overige parameters is de default-waarde behouden.

2.2.2.1. Pluimzone

Voor het Ford Genk praktijkgeval wordt er gekeken naar het risico voor de menselijke gezondheid ten gevolge van het met BTEX verontreinigde grondwater in de pluimzone. Aangezien enkel benzeen een duidelijk carcinogeen effect heeft, wordt er hier gekozen om enkel naar het effect van een benzeenverontreiniging te kijken. De totale grondwaterconcentraties voor BTEX (cf. tabel 26) worden hier beschouwd als zijnde benzeen. De blootstellingsroute die ingegeven wordt is inhalatie buitenlucht, omdat dit de enige manier is waarop werknemers een effect kunnen ondervinden van het verontreinigde grondwater in de pluimzone. De tijdsindeling voor kinderen is overal nul, aangezien er verondersteld wordt dat er geen kinderen op de site aanwezig zijn. Als tijdsindeling voor volwassenen worden de default-waarden van het programma zelf gebruikt. De risico-index is berekend voor de drie verschillende grondwatersaneringsalternatieven en voor de verschillende tijdsperioden (beginjaar, na 5 jaar, na 10 jaar, na 15 jaar en na 20 jaar). De resultaten zijn terug te vinden in tabel 32. Deze cijfers zijn berekend aan de hand van het softwareprogramma Vlier-Humaan, ter beschikking gesteld door Ecorem in Aartselaar.

Tabel 32: Normtoetsing TDI, in pluimzone

NA Jaar	t	Concentratie in g/m ³	Inhalatoir		RI voor 100.000	RI voor WN Ford Genk
			dosis in mg/(kg.d)	TDI in mg/(kg.d)		
1996	0	0,268	6,18*10 ⁻⁶	4,86*10 ⁻⁴	1,27*10 ⁻²	1,55*10 ⁻³
2001	5	0,184	4,24*10 ⁻⁶	4,86*10 ⁻⁴	8,73*10 ⁻³	8,25*10 ⁻⁴
2006	10	0,121	2,79*10 ⁻⁶	4,86*10 ⁻⁴	5,74*10 ⁻³	3,19*10 ⁻⁴
2011	15	0,027	6,22*10 ⁻⁷	4,86*10 ⁻⁴	1,28*10 ⁻³	5,72*10 ⁻⁵
2016	20	0,006	1,38*10 ⁻⁷	4,86*10 ⁻⁴	2,84*10 ⁻⁴	1,27*10 ⁻⁵
P&T Jaar	t	Concentratie in g/m ³	Inhalatoir		RI voor 100.000	RI voor WN Ford Genk
			dosis in mg/(kg.d)	TDI in mg/(kg.d)		
1996	0	0,2680	6,18*10 ⁻⁶	4,86*10 ⁻⁴	1,27*10 ⁻²	1,55*10 ⁻³
2001	5	0,0131	3,03*10 ⁻⁷	4,86*10 ⁻⁴	6,23*10 ⁻⁴	5,89*10 ⁻⁵
2006	10	0,0823	1,9*10 ⁻⁶	4,86*10 ⁻⁴	3,9*10 ⁻³	2,17*10 ⁻⁴
2011	15	0,0380	8,76*10 ⁻⁷	4,86*10 ⁻⁴	1,8*10 ⁻³	8,04*10 ⁻⁵
2016	20	0,0080	1,84*10 ⁻⁷	4,86*10 ⁻⁴	3,79*10 ⁻⁴	1,69*10 ⁻⁵
FYTO Jaar	t	Concentratie in g/m ³	Inhalatoir		RI voor 100.000	RI voor WN Ford Genk
			dosis in mg/(kg.d)	TDI in mg/(kg.d)		
1996	0	0,268	6,18*10 ⁻⁶	4,86*10 ⁻⁴	1,27*10 ⁻²	1,55*10 ⁻³
2001	5	0,097	2,24*10 ⁻⁶	4,86*10 ⁻⁴	4,6*10 ⁻³	4,35*10 ⁻⁴
2006	10	0,012	2,76*10 ⁻⁷	4,86*10 ⁻⁴	5,69*10 ⁻⁴	3,16*10 ⁻⁵
2011	15	0,001	2,28*10 ⁻⁸	4,86*10 ⁻⁴	4,7*10 ⁻⁵	2,1*10 ⁻⁶

(Bron: eigen verwerking op basis van Vlier-Humaan rapport verkregen via Ecorem)

Voor carcinogene stoffen wordt de achtergrondblootstelling (AB) niet meegerekend. Bij het Ford Genk praktijkgeval is er enkel blootstelling via inhalatie van buitenlucht mogelijk, waardoor formule 12 wordt vereenvoudigd tot:

$$RI = \frac{Dosis_{inhalatoir}}{TDI_{inhalatoir}} \quad (\text{Formule 13})$$

Er wordt verondersteld dat een risico-index met een waarde van één aantoont dat er één extra kankergeval zich voordoet op 100.000 levenslang blootgestelde personen. Deze interpretatie wordt ook al gevonden in de literatuur (cf. *Technische literatuurstudie – deel 2. Saneren – 2.4. Risico-evaluatie – 2.4.4. Vlier-Humaan*). De risico-index wordt dus als volgt geïnterpreteerd: bij 100.000 levenslang blootgestelde personen zullen 0,0127 mensen een verhoogde kans op leukemie hebben

ten gevolge van de benzeenverontreiniging. Deze risico-index dient vervolgens omgezet te worden naar het aantal werknemers. Dit gebeurt aan de hand van de formule:

$$RI \text{ voor } WN = RI \text{ voor } 100.000 * \frac{1}{10^5} * \text{aantal } WN \quad (\text{Formule 14})$$

Er kan dus gesteld worden dat door een grondwaterverontreiniging van 0,268 g/m³ met benzeen 0,00155 werknemers een verhoogde kans op leukemie hebben. Deze risico-indices zullen ook gebruikt worden in de economische analyses van deze masterproef.

Tabel 33: Normtoetsing TCL buitenlucht, in pluimzone

NA	t	Concentratie	Luchtconcentratie	TCL	Luchtconcentratie/TCL
Jaar		<i>in g/m³</i>	<i>in g/m³</i>	<i>in g/m³</i>	
1996	0	0,268	2,05*10 ⁻⁷	5*10 ⁻⁶	4,11*10 ⁻²
2001	5	0,184	1,41*10 ⁻⁷	5*10 ⁻⁶	2,82*10 ⁻²
2006	10	0,121	9,28*10 ⁻⁸	5*10 ⁻⁶	1,86*10 ⁻²
2011	15	0,027	2,07*10 ⁻⁸	5*10 ⁻⁶	4,14*10 ⁻³
2016	20	0,006	4,59*10 ⁻⁹	5*10 ⁻⁶	9,19*10 ⁻⁴
P&T	t	Concentratie	Luchtconcentratie	TCL	Luchtconcentratie/TCL
Jaar		<i>in g/m³</i>	<i>in g/m³</i>	<i>in g/m³</i>	
1996	0	0,2680	2,05*10 ⁻⁷	5*10 ⁻⁶	4,11*10 ⁻²
2001	5	0,0131	1,01*10 ⁻⁸	5*10 ⁻⁶	2,01*10 ⁻³
2006	10	0,0823	6,31*10 ⁻⁸	5*10 ⁻⁶	1,26*10 ⁻²
2011	15	0,0380	2,91*10 ⁻⁸	5*10 ⁻⁶	5,83*10 ⁻³
2016	20	0,0080	6,13*10 ⁻⁹	5*10 ⁻⁶	1,23*10 ⁻³
FYTO	t	Concentratie	Luchtconcentratie	TCL	Luchtconcentratie/TCL
Jaar		<i>in g/m³</i>	<i>in g/m³</i>	<i>in g/m³</i>	
1996	0	0,268	2,05*10 ⁻⁷	5*10 ⁻⁶	4,11*10 ⁻²
2001	5	0,097	7,44*10 ⁻⁸	5*10 ⁻⁶	1,49*10 ⁻²
2006	10	0,012	9,19*10 ⁻⁹	5*10 ⁻⁶	1,84*10 ⁻³
2011	15	0,001	7,59*10 ⁻¹⁰	5*10 ⁻⁶	1,52*10 ⁻⁴

(Bron: eigen verwerking op basis van Vlier-Humaan rapport verkregen via Ecorem)

In tabel 33 wordt een overzicht gegeven van de normtoetsing betreffende de buitenlucht. De laatste kolom van deze tabel geeft de verhouding weer van de luchtconcentratie ten opzichte van de toelaatbare concentratie. Indien deze verhouding groter is dan één bestaat er een kans op ernstige nadelige effecten of op ernstige bedreiging. Voor alle grondwatersaneringstechnieken gedurende alle tijdsperioden is de verhouding steeds kleiner dan één, wat betekent dat de benzeenverontreiniging in de pluimzone bij Ford Genk geen ernstige nadelige effecten heeft voor

de menselijke gezondheid. Dit komt omdat de benzeenconcentraties klein zijn en omdat de inhalatie van buitenlucht slechts een beperkte invloed heeft op het aanwezige risico omwille van de verdunning in de atmosfeer (cf. tabel 2).

2.2.2.2. Kernzone

Hieronder zijn de resultaten voor de kernzone terug te vinden. De blootstellingsroute die ingegeven wordt is inhalatie binnenlucht en buitenlucht, omdat dit de enige manier is waarop werknemers een effect kunnen ondervinden van het verontreinigde grondwater in de kernzone. Hier wordt ook inhalatie binnenlucht opgenomen omdat de verontreiniging zich onder het fabrieksgebouw bevindt. In de kernzone is de concentratie van de verontreiniging groter, wat een grotere risico-index met zich mee brengt en logischerwijze dus ook leidt tot een grotere kans op het krijgen van leukemie. In tabel 34 is dan ook te zien dat er met deze hogere concentraties wel degelijk een risico voor de menselijke gezondheid aanwezig is. De berekeningsmethode voor het bepalen van de risico-index voor de werknemers van Ford Genk is identiek als deze eerder uitgelegd bij de pluimzone. Er wordt namelijk gebruik gemaakt van formule 14.

Tabel 34: Normtoetsing TDI, in kernzone

P&T Jaar	t	Concentratie in g/m ³	Inhalatoir		RI voor 100.000	RI voor WN Ford Genk
			Dosis in mg/(kg.d)	TDI in mg/(kg.d)		
1996	0	215	1,16*10 ⁻²	4,86*10 ⁻⁴	23,8	2,91
2001	5	124	6,68*10 ⁻³	4,86*10 ⁻⁴	13,8	1,31
2006	10	49	2,64*10 ⁻³	4,86*10 ⁻⁴	5,43	0,30
2011	15	14	7,55*10 ⁻⁴	4,86*10 ⁻⁴	1,55	0,07
2016	20	4	2,14*10 ⁻⁴	4,86*10 ⁻⁴	0,44	0,02

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compennolle et al., z.d. en op basis van Vlier-Humaan rapport verkregen via Ecozem)

3. Conclusie

In onderstaande tabel 35 is een overzicht terug te vinden van de cijfers die gebruikt zullen worden in de economische analyses van deze masterproef. Deze tabel vat de cijfers samen die in deze masterproef worden berekend en bepaald.

Tabel 35: Overzicht cijfers voor economische analyses

Kosten van grondwatersaneringsalternatief		
Natuurlijke attenuatie r=5%		Tabel 30
0 jaar	18.821,70	
5 jaar	36.732,65	
10 jaar	44.642,06	
15 jaar	50.714,06	
20 jaar	54.610,63	
Pump & treat r=5%		Tabel 30
0 jaar	50.458,10	
5 jaar	135.383,40	
10 jaar	143.292,81	
15 jaar	149.364,81	
20 jaar	153.261,38	
Fytoremediatie r=5%		Tabel 30
0 jaar	44.773,62	
5 jaar	72.929,57	
10 jaar	86.652,35	
15 jaar	92.724,35	
20 jaar	96.620,92	
DALY leukemie	15 DALYs	Tabel 10
Waarde van één DALY	78.501 euro	Tabel 11
Verdisconteerde gezondheidskosten per patiënt over 54 maanden		
r=5%		Tabel 25
0 jaar	79.471,26	
5 jaar	62.267,81	
10 jaar	48.788,46	
15 jaar	38.227,03	
20 jaar	29.951,88	

Tabel 35: Overzicht cijfers voor economische analyses (vervolg 1)

Risico-index		
RI via Vlier-Humaan		
Natuurlijke attenuatie		Tabel 32
0 jaar	$1,55 \cdot 10^{-3}$	
5 jaar	$8,25 \cdot 10^{-4}$	
10 jaar	$3,19 \cdot 10^{-4}$	
15 jaar	$5,72 \cdot 10^{-5}$	
20 jaar	$1,27 \cdot 10^{-5}$	
Pump & treat (pluimzone)		Tabel 32
0 jaar	$1,55 \cdot 10^{-3}$	
5 jaar	$5,89 \cdot 10^{-5}$	
10 jaar	$2,17 \cdot 10^{-4}$	
15 jaar	$8,04 \cdot 10^{-5}$	
20 jaar	$1,69 \cdot 10^{-5}$	
Pump & treat (kernzone)		Tabel 34
0 jaar	2,91	
5 jaar	1,31	
10 jaar	0,30	
15 jaar	0,07	
20 jaar	0,02	
Fytoremediatie		Tabel 32
0 jaar	$1,55 \cdot 10^{-3}$	
5 jaar	$4,35 \cdot 10^{-4}$	
10 jaar	$3,16 \cdot 10^{-5}$	
15 jaar	$2,1 \cdot 10^{-6}$	

Tabel 35: Overzicht cijfers voor economische analyses (vervolg 2)

RI via risicowaarden benzeen in drinkwater (WHO, cf. tabel 1)		
Natuurlijke attenuatie		Tabel 31
0 jaar	2,107054	
5 jaar	1,118273	
10 jaar	0,431711	
15 jaar	0,077517	
20 jaar	0,017226	
Pump & treat (pluimzone)		Tabel 31
0 jaar	2,107054	
5 jaar	0,079616	
10 jaar	0,293635	
15 jaar	0,109098	
20 jaar	0,022968	
Fytoremediatie		Tabel 31
0 jaar	2,107054	
5 jaar	0,589524	
10 jaar	0,042814	
15 jaar	0,002871	
20 jaar	0	

(Bron: eigen opstelling)

Deel 2: Kosten-effectiviteitsanalyse: kost per vermeden DALY (pluimzone)

Een kosten-effectiviteitsanalyse wordt in deze masterproef uitgevoerd om te bepalen welke grondwatersaneringstechniek de beste optie zou zijn geweest voor Ford Genk indien rekening wordt gehouden met het menselijke gezondheidsrisico ten gevolge van de blootstelling aan benzeen. Bedoeling is om voor de drie grondwatersaneringstechnieken een kost per vermeden DALY te berekenen. Op basis van deze kost per vermeden DALY kan dan het beste grondwatersaneringsalternatief gekozen worden. De grondwatersaneringstechniek met de laagste kost per vermeden DALY wordt namelijk gezien als de meest efficiënte techniek (Boardman et al., 2006).

De kosten-effectiviteitsanalyse zal uitgevoerd worden met een risico-index op basis van risicowaarden van benzeen in drinkwater en met een risico-index op basis van Vlier-Humaan. Eerst en vooral moet de risico-index bepaald worden via enerzijds de risicowaarden van benzeen in drinkwater (cf. tabel 1) en anderzijds via Vlier-Humaan. Deze cijfers zijn terug te vinden in tabel

35. Vervolgens zal het aantal DALYs voor leukemie vermenigvuldigd worden met de risico-index van een bepaald grondwatersaneringsalternatief voor een bepaald jaar. Uiteindelijk zal er gekeken worden welk van de drie grondwatersaneringsalternatieven de laagste kost per vermeden DALY oplevert.

1. Uitwerking

Het aantal DALYs, die gepaard gaan met het hebben van leukemie is 16,3 (cf. tabel 10). Dit getal is afkomstig uit de studie van Torfs (2003). In het economische deel van de literatuurstudie is een deel gewijd aan de studie van Torfs (2003), namelijk paragraaf 2.1. *Torfs, 2003*. De risico-index werd eerder al berekend op basis van door WHO vooraf vastgelegde risicowaarden van benzeen in drinkwater (cf. tabel 1) en op basis van Vlier-Humaan. De resultaten hiervan zijn terug te vinden in tabel 35. De vermeden DALYs kunnen uiteindelijk berekend worden aan de hand van formule 15, waarbij t_0 gezien wordt als het beginjaar, namelijk 1999:

$$\text{Vermeden DALY } t_{5j,10j,15j,20j} = RI * DALY_{t_0j} - RI * DALY_{t_{5j,10j,15j,20j}} \quad (\text{Formule 15})$$

Om de kost per vermeden DALY te kunnen bepalen voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven, is het nodig de saneringskost voor de verschillende tijdsperioden te kennen. Deze kosten zijn eerder in deze masterproef al bepaald (cf. tabel 30). De kost per vermeden DALY kan dan tenslotte berekend worden aan de hand van onderstaande formule:

$$\text{Kost per vermeden DALY } t_{5j,10j,15j,20j} = \frac{\text{Saneringskost}_{t_{5j,10j,15j,20j}}}{\text{Vermeden DALY}_{t_{5j,10j,15j,20j}}} \quad (\text{Formule 16})$$

2. Resultaten met RI op basis van risicowaarden benzeen in drinkwater

In tabel 36 zijn de vermeden kosten per DALY voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven terug te vinden, waarbij een discontovoet van 5% gehanteerd wordt. In deze paragraaf worden de resultaten gegeven die betrekking hebben op de verontreinigde pluimzone.

Tabel 36: Kost per vermeden DALY in pluimzone met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater

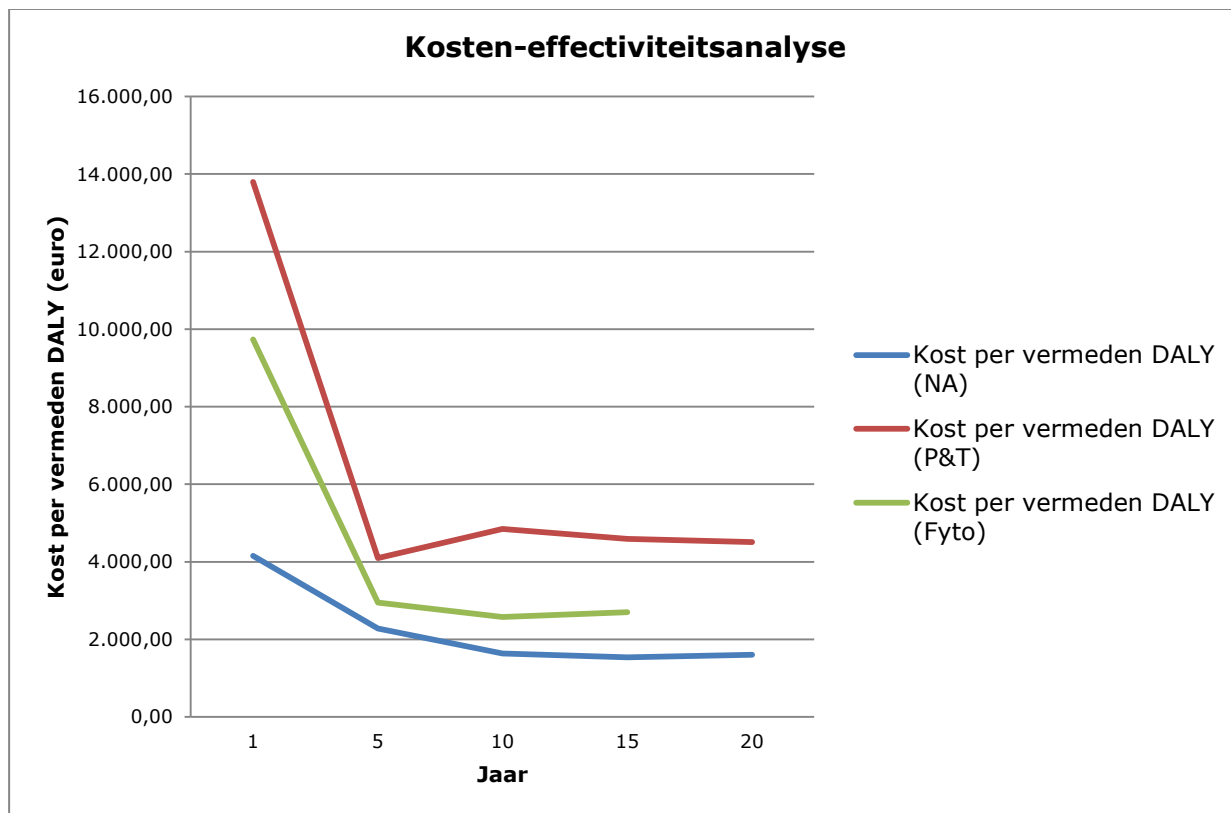
t	Techniek	RI	DALY	RI*DALY	Vermeden DALY	Kost per vermeden DALY (5%)
5	NA	1,118273	16,3	18,227852	16,12	2.333,94
	P&T	0,079616	16,3	1,297741	33,05	4.872,37
	Fyto	0,589524	16,3	9,609248	24,74	3.004,66
10	NA	0,431711	16,3	7,036885	27,31	1.714,66
	P&T	0,293635	16,3	4,786245	29,56	5.758,91
	Fyto	0,042814	16,3	0,697873	33,65	2.680,21
15	NA	0,077517	16,3	1,263527	33,08	1.650,75
	P&T	0,109098	16,3	1,778297	32,57	5.466,04
	Fyto	0,002871	16,3	0,046797	34,3	2.856,31
20	NA	0,017226	16,3	0,280784	34,06	1.763,13
	P&T	0,022968	16,3	0,374378	33,97	5.400,59

(Bron: eigen opstelling)

Door het toepassen van natuurlijke attenuatie zouden bij Ford Genk na vijf jaar 16,12 DALYs vermeden kunnen worden. De vermindering van DALYs zou gepaard gaan met een kost van 2.333,94 euro per vermeden DALY. Na vijf jaar zouden door het toepassen van pump & treat bij Ford Genk 33,05 DALYs vermeden kunnen worden met een kost van 4.872,37 euro per vermeden DALY. Fytoremediatie zou voor Ford Genk na vijf jaar een daling van 24,74 DALYs opleveren. De kost zou overeenkomen met 3.004,66 euro per vermeden DALY. Als de resultaten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven vergeleken worden gedurende de verschillende tijdsperioden, valt op dat het natuurlijke attenuatie scenario steeds de laagste kost per vermeden DALY zou opleveren. Volgens Boardman et al. (2006) moet er geopteerd worden voor het grondwatersaneringsalternatief dat de laagste kost per vermeden DALY oplevert, want dit alternatief wordt gezien als de meest efficiënte techniek. Zowel na vijf jaar, na tien jaar, na vijftien jaar als na twintig jaar wordt natuurlijke attenuatie voor het Ford Genk praktijkgeval beschouwd als de meest efficiënte saneringstechniek voor de pluimzone. Dit omwille van de laagste kost per vermeden DALY. De resultaten met een discontovoet van 3% zijn te vinden in tabel 52 in bijlage 3.3.1.

Figuur 12 is gebaseerd op de gegevens uit tabel 36. Deze grafiek laat de kosten per vermeden DALY voor de verschillende grondwatersaneringsalternatieven zien. Er dient bemerkt te worden dat de kost per vermeden DALY bij natuurlijke attenuatie over de hele periode beduidend lager is dan bij de andere twee saneringstechnieken. Op basis van een kosten-effectiviteitsanalyse kan dus geconcludeerd worden dat natuurlijke attenuatie de beste keuze zou zijn geweest voor Ford Genk voor alle tijdsperioden. Bij deze kosten-effectiviteitsanalyse wordt rekening gehouden met het

risico voor de menselijke gezondheid ten gevolge van de blootstelling aan benzeen. Dus ondanks het feit dat werknemers blootgesteld werden aan benzeen, had Ford Genk in de pluimzone economisch gezien beter gekozen voor natuurlijke attenuatie in plaats van fytoremediatie.



Figuur 12: Grafiek kosten-effectiviteitsanalyse

(Bron: eigen opstelling)

De grafiek op figuur 12 heeft een grotendeels dalend verloop en vlakt af naarmate de tijd vordert. Dit kan verklaard worden door een steeds kleiner wordende procentuele verandering van de kost per vermeden DALY. Formule 15 wordt gebruikt voor het bepalen van het aantal vermeden DALYs. Aangezien de risico-index afneemt als het aantal jaren toeneemt, zal de laatste term van deze formule kleiner worden. Dit heeft tot gevolg dat het aantal vermeden DALYs zal toenemen als het aantal jaren toeneemt. De saneringskosten voor de drie saneringsalternatieven zullen toenemen met de tijd. De kost per vermeden DALY wordt berekend aan de hand van formule 16. Zowel teller als noemer van deze formule nemen toe in functie van de tijd. De procentuele toename van de noemer is groter dan de procentuele toename van de teller, wat er voor zorgt dat het totaal zal afnemen als de tijd toeneemt. Dit biedt dan ook een verklaring voor het dalend verloop van de grafiek op figuur 12.

Voor de volledigheid is in tabel 57 in bijlage 4.1. een overzicht opgenomen van de vermeden DALYs en kost per vermeden DALY (5% en 3%) voor alle jaren en voor de drie grondwatersaneringsalternatieven, beginnend in jaar 1999.

3. Resultaten met RI op basis van Vlier-Humaan

In tabel 37 zijn de vermeden kosten per DALY voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven terug te vinden, waarbij een discontovoet van 5% gehanteerd wordt. In deze paragraaf worden de resultaten gegeven die betrekking hebben op de verontreinigde pluimzone. De resultaten met een discontovoet van 3% zijn te vinden in tabel 52 in bijlage 3.3.1.

Tabel 37: Kost per vermeden DALY in pluimzone met RI o.b.v. Vlier-Humaan, r=5%

t	Techniek	RI	DALY	RI*DALY	Vermeden DALY	Kost per vermeden DALY (5%)
5	NA	0,000825	16,3	0,0134475	0,0118175	3.183.112,33
	P&T	0,0000589	16,3	0,00096007	0,02430493	5.570.203,25
	Fyto	0,000435	16,3	0,0070905	0,0181745	4.012.741,48
10	NA	0,000319	16,3	0,0051997	0,0200653	2.333.588,33
	P&T	0,000217	16,3	0,0035371	0,0217279	6.594.876,17
	Fyto	0,0000316	16,3	0,00051508	0,02474992	3.501.116,37
15	NA	0,0000572	16,3	0,00093236	0,02433264	2.244.272,71
	P&T	0,0000804	16,3	0,00131052	0,02395448	6.235.360,15
	Fyto	0,0000021	16,3	0,00003423	0,02523077	3.675.050,35
20	NA	0,0000127	16,3	0,00020701	0,02505799	2.396.823,13
	P&T	0,0000169	16,3	0,00027547	0,02498953	6.133.023,71

(Bron: eigen opstelling)

Volgens Boardman et al. (2006) moet er geopteerd worden voor het grondwatersaneringsalternatief dat de laagste kost per vermeden DALY oplevert, want dit alternatief wordt gezien als de meest efficiënte techniek. Zowel na vijf jaar, na tien jaar, na vijftien jaar als na twintig jaar wordt natuurlijke attenuatie voor het Ford Genk praktijkgeval beschouwd als de meest efficiënte saneringstechniek voor de pluimzone. Dit omwille van de laagste kost per vermeden DALY. Er dient wel opgemerkt te worden dat er minder DALYs vermeden kunnen worden indien de risico-index op basis van Vlier-Humaan gebruikt wordt. Dit komt omdat Vlier-Humaan een erg lage risico-index als uitkomst geeft. Vlier-Humaan houdt dan ook rekening met een verontreiniging in grondwater terwijl de resultaten uit tabel 36 gebaseerd zijn op een

verontreiniging van drinkwater. Voor drinkwater gelden uiteraard strengere normen dan voor grondwater.

Deel 3: Kosten-batenanalyse 1: afweging gewaardeerde DALYs en saneringskosten (pluimzone)

Een kosten-batenanalyse wordt in deze masterproef uitgevoerd om te kunnen bepalen welke grondwatersaneringstechniek de beste optie was geweest voor Ford Genk indien rekening wordt gehouden met het menselijke gezondheidsrisico ten gevolge van de blootstelling aan benzeen. Bij deze kosten-batenanalyse worden de DALYs voor leukemie monetair gewaardeerd. Dit wordt beschouwd als de potentieel vermeden kost. Deze potentieel vermeden kost wordt dan vergeleken met de saneringskost voor de drie technieken. Uiteindelijk zullen de saneringskosten afgetrokken worden van de potentieel vermeden kost. Op basis van dit resultaat kan dan het beste grondwatersaneringsalternatief gekozen worden. De grondwatersaneringstechniek met het hoogste resultaat wordt economisch gezien namelijk als het meest efficiënte grondwatersaneringsalternatief beschouwd.

De kosten-batenanalyse zal uitgevoerd worden met een risico-index op basis van de risicowaarden van benzeen in drinkwater en met een risico-index op basis van Vlier-Humaan. Vervolgens zal het aantal DALYs voor leukemie vermenigvuldigd worden met de risico-index van een bepaald grondwatersaneringsalternatief voor een bepaalde periode. Dit resulteert in het aantal vermeden DALYs voor een bepaalde techniek en voor een bepaalde tijdsperiode. Hierna worden de vermeden DALYs monetair gewaardeerd, wat beschouwd wordt als de potentieel vermeden kost. Uiteindelijk zal er gekeken worden welk van de drie grondwatersaneringsalternatieven het hoogste resultaat oplevert. Het aantal DALYs dat gepaard gaat met het krijgen van leukemie en de economische waarde van één DALY komen uit de studie van Torfs (2003).

1. Uitwerking

Het aantal DALYs, die gepaard gaan met het hebben van leukemie is 16,3 (cf. tabel 10). Dit getal is gebaseerd op de studie van Torfs (2003). In het economische deel van de literatuurstudie is een deel gewijd aan de studie van Torfs (2003), namelijk paragraaf 2.1. *Torfs, 2003*. De DALYs zullen gewaardeerd worden aan 78.501 euro per DALY. Dit getal is gebaseerd op de studie van Torfs (2003) en is terug te vinden in tabel 11. De risico-index werd eerder al berekend op basis van de door WHO vooraf vastgelegde risicowaarden van benzeen in drinkwater en op basis van Vlier-Humaan. De resultaten hiervan zijn terug te vinden in tabel 35. De potentieel vermeden kost wordt berekend aan de hand van deze formule:

Potentieel vermeden kost in jaar $t_{5j,10j,15j,20j}$

$$= (\text{Vermeden DALY})_{t_{5j,10j,15j,20j}} * 78.501 \text{ euro} \quad (\text{Formule 17})$$

De vermeden DALYs worden zoals eerder besproken berekend volgens formule 15.

Het resultaat voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven wordt bepaald door het toepassen van volgende formule:

Resultaat in jaar $t_{5j,10j,15j,20j}$

$$= \text{Potentieel vermeden kost}_{t_{5j,10j,15j,20j}} - \text{Saneringskost}_{t_{5j,10j,15j,20j}} \quad (\text{Formule 18})$$

De saneringskosten voor de verschillende saneringstechnieken zijn eerder in deze masterproef al bepaald. De resultaten zijn terug te vinden in tabel 30.

2. Resultaten met RI op basis van risicowaarden benzeen in drinkwater

In tabel 38 is de kosten-batenanalyse met de waardering van DALYs voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven terug te vinden. In deze paragraaf worden de resultaten gegeven die betrekking hebben op de verontreinigde pluimzone.

Tabel 38: Kosten-baten analyse 1 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater, in euro

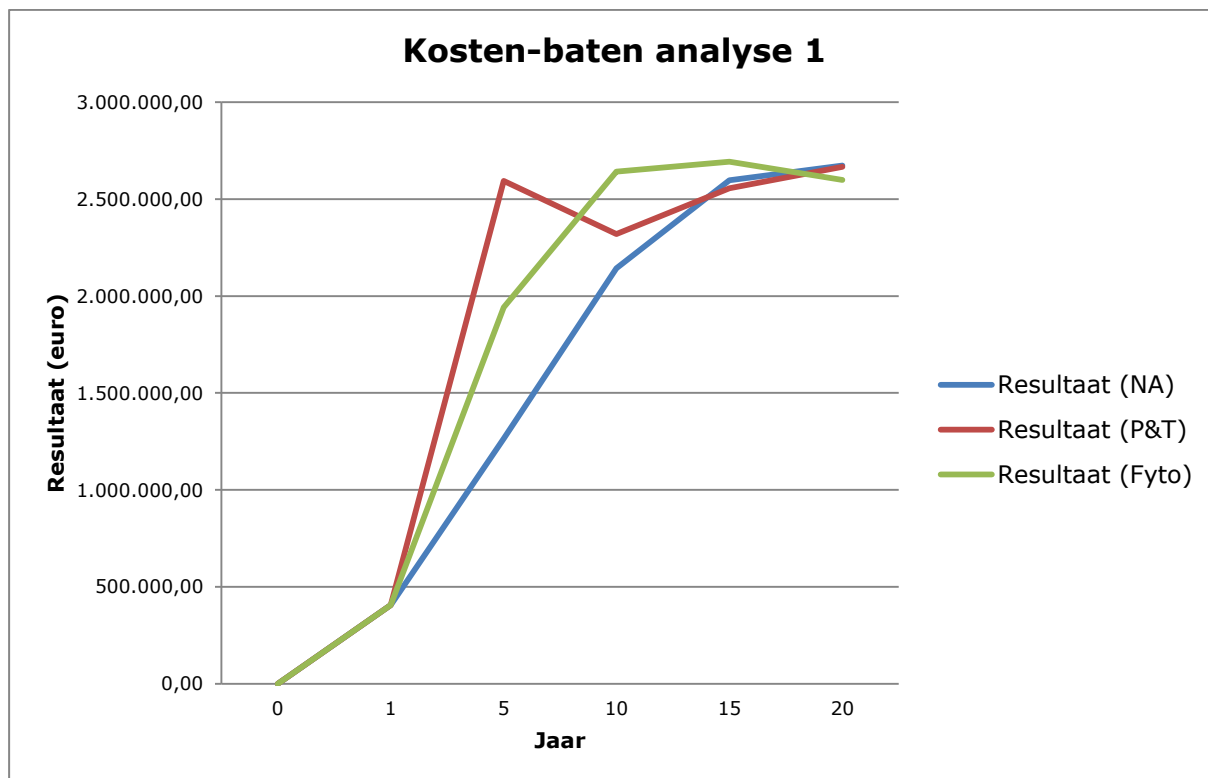
t	Techniek	RI*DALY	DALY in euro	Vermeden DALY	Potentieel vermeden kost in euro	Resultaat in euro 5%
5	NA	18,227852	78.501	16,12	1.265.211,03	1.228.478,38
	P&T	1,297741	78.501	33,05	2.594.241,71	2.458.858,31
	Fyto	9,609248	78.501	24,74	1.941.780,06	1.868.850,49
10	NA	7,036885	78.501	27,31	2.143.713,17	2.099.071,11
	P&T	4,786245	78.501	29,56	2.320.390,66	2.177.097,85
	Fyto	0,697873	78.501	33,65	2.641.331,94	2.554.679,59
15	NA	1,263527	78.501	33,08	2.596.927,52	2.546.213,46
	P&T	1,778297	78.501	32,57	2.556.517,53	2.407.152,72
	Fyto	0,046797	78.501	34,3	2.692.442,02	2.599.717,67
20	NA	0,280784	78.501	34,06	2.674.073,85	2.619.463,22
	P&T	0,374378	78.501	33,97	2.666.726,58	2.513.465,20

(Bron: eigen opstelling)

Het toepassen van natuurlijke attenuatie zou voor Ford Genk na vijf jaar een resultaat opleveren van 1.228.478,38 euro. Na vijf jaar zou het toepassen van pump & treat voor Ford Genk een winst van 2.458.858,31 euro betekenen. Fytoremediatie daarentegen zou Ford Genk na vijf jaar

1.868.850,49 euro opleveren. Een positief resultaat betekent dat de potentieel vermeden kosten groter zijn dan de saneringskosten. Als de resultaten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven vergeleken worden gedurende de verschillende tijdsperioden, valt op dat het pump & treat scenario na vijf jaar het hoogste resultaat zou opleveren. Economisch gezien zou Ford Genk dus het best kiezen voor het grondwatersaneringsalternatief dat het hoogste resultaat oplevert. Na twintig jaar wordt natuurlijke attenuatie beschouwd als de meest efficiënte saneringstechniek voor Ford Genk. Na vijf jaar is dit pump & treat, na tien jaar en na vijftien jaar is dat fyto-remediatie. De resultaten met een discontovoet van 3% zijn te vinden in tabel 53 in bijlage 3.3.2.

Figuur 13 is gebaseerd op de gegevens uit tabel 38. Deze figuur toont grafisch de kosten-batenanalyse voor de verschillende grondwatersaneringsalternatieven. Er dient opgemerkt te worden dat het resultaat na de eerste tijdsperioden bij pump & treat hoger is dan bij de andere twee saneringstechnieken. Na 15 jaar beginnen de resultaten van de drie grondwatersaneringsalternatieven dichter bij elkaar te komen. Op basis van deze kosten-batenanalyse kan dus geconcludeerd worden dat natuurlijke attenuatie de beste keuze zou zijn geweest voor Ford Genk na een saneringsperiode van twintig jaar. Na een saneringsperiode van tien en vijftien jaar zou fyto-remediatie en na een saneringsperiode van vijf jaar zou pump & treat economisch gezien het beste geweest zijn voor Ford Genk. Bij deze kosten-batenanalyse wordt rekening gehouden met het risico voor de menselijke gezondheid ten gevolge van de blootstelling aan benzeen.



Figuur 13: Grafiek kosten-batenanalyse 1

(Bron: eigen opstelling)

De grafiek op figuur 13 heeft een grotendeels stijgend verloop. De grafiek vlakt af naarmate de tijd vordert. Dit kan verklaard worden door een steeds kleiner wordende procentuele verandering van het resultaat. De risico-index neemt af als het aantal jaren toeneemt. De DALYs worden steeds monetair gewaardeerd aan hetzelfde getal, namelijk 78.501 euro per DALY. De potentieel vermeden kosten zullen toenemen naarmate het aantal jaren vordert omdat het aantal vermeden DALYs toeneemt in functie van de tijd. In het vorige deel werd hiervoor al een verklaring gegeven (cf. pagina 88-89). De saneringskosten voor de drie saneringsalternatieven zullen toenemen naarmate het aantal jaren toeneemt. Aangezien de procentuele verandering van de potentieel vermeden kosten meestal groter is dan de procentuele verandering van de saneringskosten, zal het resultaat uiteindelijk toenemen in functie van de tijd. Dit biedt een verklaring voor het grotendeels stijgend verloop van de grafiek op figuur 13.

Voor de volledigheid is in tabel 58 in bijlage 4.2. een overzicht opgenomen van de vermeden kost en resultaat (5% en 3%) voor alle jaren en voor de drie grondwatersaneringsalternatieven, beginnend in jaar 1999.

3. Resultaten met RI op basis van Vlier-Humaan

In tabel 39 is de kosten-batenanalyse met de waardering van DALYs voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven terug te vinden. In deze paragraaf worden de resultaten gegeven die betrekking hebben op de verontreinigde pluimzone. De resultaten met een discontovoet van 3% zijn terug te vinden in tabel 53 in bijlage 3.3.2.

Tabel 39: Kosten-baten analyse 1 met RI o.b.v. Vlier-Humaan, in euro

t	Techniek	RI*DALY	DALY in euro	Vermeden DALY	Potentieel vermeden kost in euro	Resultaat in euro 5%
5	NA	0,0134475	78.501	0,0118175	927,69	-35.804,96
	P&T	0,00096007	78.501	0,024305	1.907,96	-133.475,44
	Fyto	0,0070905	78.501	0,018175	1.426,72	-71.502,85
10	NA	0,0051997	78.501	0,0200653	1.575,15	-43.066,91
	P&T	0,7351038	78.501	-	-	-
	Fyto	0,00051508	78.501	0,02475	1.942,89	-84.709,46
15	NA	0,00093236	78.501	0,0243326	1.910,14	-48.803,92
	P&T	0,00131052	78.501	0,023954	1.880,45	-147.484,36
	Fyto	0,00003423	78.501	0,025231	1.980,64	-90.743,71
20	NA	0,00020701	78.501	0,0250058	1.967,08	-52.643,35
	P&T	0,00027547	78.501	0,02499	1.961,7	-151.299,68

(Bron: eigen opstelling)

Een negatief resultaat betekent dat de potentieel vermeden kosten kleiner zijn dan de saneringskosten. Als de resultaten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven vergeleken worden gedurende de verschillende tijdsperioden, valt op dat natuurlijke attenuatie scenario voor alle tijdsperioden het laagste verlies zou opleveren. Economisch gezien zou Ford Genk dus het best kiezen voor het grondwatersaneringsalternatief dat het hoogste resultaat of het laagste verlies oplevert. De resultaten uit tabel 39 verschillen enorm van de resultaten uit tabel 38. Dit kan verklaard worden door het feit dat Vlier-Humaan rekening houdt de verontreiniging van het grondwater en tabel 38 rekening houdt met een verontreiniging van drinkwater. Bij een verontreiniging van drinkwater gelden strengere normen waardoor de risico-index hoger zal zijn.

Deel 4: Kosten-batenanalyse 2: afweging gezondheidskosten en saneringskosten (pluimzone)

Een kosten-batenanalyse wordt in deze masterproef uitgevoerd om te kunnen bepalen welke grondwatersaneringstechniek de beste optie was geweest voor Ford Genk indien rekening wordt gehouden met het menselijke gezondheidsrisico ten gevolge van de blootstelling aan benzeen. Bedoeling is om deze gezondheidseffecten monetair te waarderen. De potentieel vermeden ziektekosten zullen beschouwd worden als baten. De baten zullen dan uiteindelijk vergeleken worden met de saneringskosten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven. Het grondwatersaneringsalternatief waarvan het resultaat (baten verminderd met kosten) het hoogst is, wordt beschouwd als het meest efficiënte alternatief. Economen gebruiken verschillende methoden voor het monetair waarderen van de directe en indirecte kosten van een ziektelast. In deze masterproef zijn de potentieel vermeden kosten en uiteindelijk de baten gebaseerd op de studie van Pacolet et al. (2011). Deze resultaten zijn terug te vinden in het economische deel van de literatuurstudie onder de titel 'Bepalen van gezondheidskosten' (Baker & Nieuwenhuijsen, 2008).

1. Uitwerking

De gezondheidskosten zijn gebaseerd op de studie van Pacolet et al. (2011). Deze cijfers zijn terug te vinden in tabel 25. De risico-index werd eerder al berekend op basis van de door WHO vooraf vastgelegde risicowaarden van benzeen in drinkwater en op basis van Vlier-Humaan. De resultaten hiervan zijn terug te vinden in tabel 35. De baten voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven zullen berekend worden aan de hand van volgende formule:

$$\begin{aligned} \text{Baat}_{t_{5j,10j,15j,20j}} &= RI_{t=0j} * \text{Gezondheidskost}_{t=0j} \\ &- RI_{t_{5j,10j,15j,20j}} * \text{Gezondheidskost}_{t_{5j,10j,15j,20j}} \end{aligned} \quad (\text{Formule 19})$$

Het resultaat voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven kan uiteindelijk bepaald worden met volgende formule:

$$\text{Resultaat in jaar } t_{5j,10j,15j,20j} = \text{Baat}_{t_{5j,10j,15j,20j}} - \text{Saneringskost}_{t_{5j,10j,15j,20j}} \quad (\text{Formule 20})$$

De saneringskosten voor de verschillende saneringstechnieken zijn eerder in deze masterproef al bepaald. De resultaten zijn terug te vinden in tabel 30.

2. Resultaten met RI op basis van risicowaarden benzeen in drinkwater

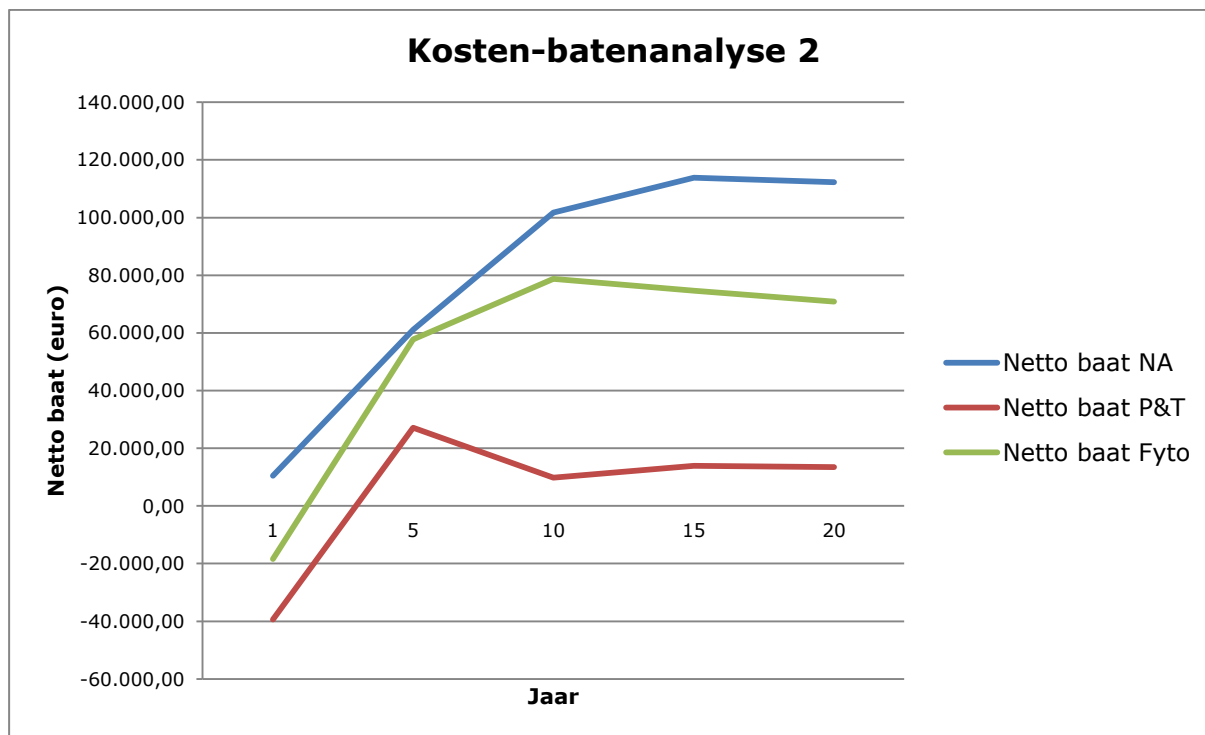
In tabel 40 is de kosten-batenanalyse met de waardering van gezondheidskosten op basis van de studie van Pacolet et al. (2011) voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven terug te vinden. In deze paragraaf worden de resultaten gegeven die betrekking hebben op de verontreinigde pluimzone.

Tabel 40: Kosten-baten analyse 2 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater, in euro

t	Techniek	RI	Gezondheidskost	Baat	Saneringskost	Resultaat 5%
5	NA	1,118273	62.267,81	97.817,84	36.732,65	61.085,19
	P&T	0,079616	62.267,81	162.492,75	135.383,40	27.109,35
	Fyto	0,589524	62.267,81	130.741,86	72.929,57	57.812,29
10	NA	0,431711	48.788,46	146.387,76	44.642,06	101.745,70
	P&T	0,293635	48.788,46	153.124,28	143.292,81	9.831,47
	Fyto	0,042814	48.788,46	165.361,42	86.652,35	78.709,07
15	NA	0,077517	38.227,03	164.487,01	50.714,06	113.772,95
	P&T	0,109098	38.227,03	163.279,77	149.364,81	13.914,96
	Fyto	0,002871	38.227,03	167.340,51	92.724,35	74.616,16

(Bron: eigen opstelling)

Het toepassen van natuurlijke attenuatie zou voor Ford Genk na vijf jaar een resultaat opleveren van 61.085,19 euro indien rekening wordt gehouden met de gezondheidskosten die gepaard gaan met het krijgen van leukemie ten gevolge van een blootstelling aan benzeen. Na vijf jaar zou het toepassen van pump & treat voor Ford Genk een resultaat van 27.109,35 euro betekenen. Fytoremediatie daarentegen zou Ford Genk na vijf jaar 57.812,29 euro opleveren. Een positief resultaat betekent dat de baten, die gepaard gaan met het niet krijgen van leukemie door een blootstelling aan benzeen, groter zijn dan de saneringskosten. Als de resultaten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven vergeleken worden gedurende de verschillende tijdsperioden, valt op dat het natuurlijke attenuatie scenario steeds het hoogste resultaat zou opleveren. Economisch gezien zou Ford Genk dus het best kiezen voor het grondwatersaneringsalternatief dat het hoogste resultaat oplevert. Zowel na vijf jaar, na tien jaar, na vijftien jaar als na twintig jaar wordt natuurlijke attenuatie voor het Ford Genk praktijkgeval beschouwd als de meest efficiënte saneringstechniek omwille van het hoogste resultaat. De resultaten met een discontovoet van 3% zijn te vinden in tabel 54 in bijlage 3.3.3.



Figuur 14: Grafiek kosten-batenanalyse 2

(Bron: eigen opstelling)

Figuur 14 is gebaseerd op de gegevens uit tabel 40. Deze figuur laat de kosten-batenanalyse voor de verschillende grondwatersaneringsalternatieven zien. Figuur 14 zet de netto baten (de baten verminderd met de saneringskosten) van de verschillende saneringstechnieken uit ten opzichte van de geobserveerde tijdsperioden. Er valt op dat de netto baat bij natuurlijke attenuatie over de hele periode hoger is dan de netto baat van de andere twee saneringstechnieken. Het verschil in netto baat tussen de verschillende saneringstechnieken neemt toe naarmate het aantal geobserveerde jaren toeneemt. Op basis van deze kosten-batenanalyse kan dus geconcludeerd worden dat natuurlijke attenuatie de beste keuze zou zijn geweest voor Ford Genk voor alle tijdsperioden. Bij deze kosten-batenanalyse wordt rekening gehouden met het risico voor de menselijke gezondheid ten gevolge van de blootstelling aan benzeen. Dus ondanks het feit dat werknemers blootgesteld werden aan benzeen, had Ford Genk economisch gezien beter gekozen voor natuurlijke attenuatie in plaats van fyto-remediatie.

De grafiek op figuur 14 kent een grotendeels stijgend verloop. De grafiek vlakt af naarmate de tijd vordert. Dit kan verklaard worden door een steeds kleiner wordende procentuele verandering van de netto baat. De risico-index en de gezondheidskosten nemen af in functie van de tijd. De saneringskosten voor de drie saneringsalternatieven zullen toenemen naarmate het aantal jaren toeneemt. Formule 19 wordt gehanteerd voor het bepalen van de baten. De risico-index en de gezondheidskosten zullen afnemen als het aantal jaren toeneemt, waardoor de laatste term van de

formule steeds kleiner zal worden. Dit zorgt er voor dat de baten zullen toenemen in functie van de tijd. Zowel de baten als de saneringskosten van formule 20 nemen toe als het aantal jaren toeneemt. De procentuele toename van de baten is groter dan de procentuele toename van de saneringskosten, wat er voor zorgt dat het totaal zal toenemen in functie van de tijd. Dit biedt een mogelijke verklaring voor het grotendeels stijgend verloop van de grafiek op figuur 14.

Voor de volledigheid is in tabel 59 in bijlage 4.3. een overzicht opgenomen van de baten en het resultaat (5% en 3%) voor alle jaren en voor de drie grondwatersaneringsalternatieven, beginnend in jaar 1999.

3. Resultaten met RI op basis van Vlier-Humaan

In tabel 41 is de kosten-batenanalyse met de waardering van gezondheidskosten op basis van de studie van Pacolet et al. (2011) voor de verschillende tijdsperioden en grondwatersaneringsalternatieven terug te vinden. In deze paragraaf worden de resultaten gegeven die betrekking hebben op de verontreinigde pluimzone. De resultaten met een discontovoet van 3% zijn terug te vinden in tabel 54 in bijlage 3.3.3.

Tabel 41: Kosten-baten analyse 2 met RI o.b.v. Vlier-Humaan, in euro

t	Techniek	RI	Gezondheidskost	Baat	Saneringskost	Resultaat 5%
5	NA	0,000825	62.267,81	71,81	36.732,65	-36.660,84
	P&T	0,0000589	62.267,81	119,51	135.383,40	-135.263,89
	Fyto	0,000435	62.267,81	96,09	72.929,57	-72.833,48
10	NA	0,000319	48.788,46	107,62	44.642,06	-44.534,44
	P&T	0,000217	48.788,46	112,59	143.292,81	-143.182,46
	Fyto	0,0000316	48.788,46	121,64	86.652,35	-86.530,71
15	NA	0,0000572	38.227,03	120,99	50.714,06	-50.593,07
	P&T	0,0000804	38.227,03	120,11	149.364,81	-149.245,73
	Fyto	0,0000021	38.227,03	123,10	92.724,35	-92.601,25
20	NA	0,0000127	29.951,88	122,80	54.610,63	-54.487,83
	P&T	0,0000169	29.951,88	122,67	153.261,38	-153.138,94

(Bron: eigen opstelling)

Een negatief resultaat betekent dat de potentieel vermeden gezondheidskosten of baten kleiner zijn dan de saneringskosten. Als de resultaten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven vergeleken worden gedurende de verschillende tijdsperioden, valt op dat natuurlijke attenuatie scenario voor alle tijdsperioden het laagste verlies zou opleveren.

Economisch gezien zou Ford Genk dus het best kiezen voor het grondwatersaneringsalternatief dat het hoogste resultaat of het laagste verlies oplevert. De resultaten uit tabel 41 verschillen enorm van de resultaten uit tabel 40. Dit kan verklaard worden door het feit dat Vlier-Humaan rekening houdt de verontreiniging van het grondwater en tabel 40 houdt rekening met een verontreiniging van drinkwater. De risico-index die bepaald wordt op basis van risicowaarden in drinkwater zal hoger zijn omwille van de strengere normen die hiervoor gelden. Een hogere risico-index zal zorgen voor hogere baten.

Deel 5: Economische analyse kernzone

De economische analyses in deel 2, 3 en 4 van hoofdstuk 4 gelden voor de verontreiniging in de pluimzone. De economische analyses in dit deel van hoofdstuk 4 hebben echter betrekking op de verontreiniging in de kernzone. Op deze kernzone staat de fabriek. De verontreinigingsconcentraties zijn hier duizend maal hoger, waardoor de risico-index logischerwijze ook hoger zal zijn. Deze risico-index is terug te vinden in tabel 34. In dit deel zal steeds verdisconteerd worden aan 5%. De resultaten met een discontovoet van 3% zijn terug te vinden in tabel 55 en tabel 56 in bijlage 3.4.

Het pump & treat saneringssysteem in de kernzone is momenteel negen jaar operationeel. Op basis van de risico-indices uit tabel 34, kan vermoed worden dat de concentraties gedurende deze negen jaar gedaald zijn van 124 mg/l naar 14 mg/l. Hierdoor nam de risico-index af met 1,24. Aangezien de volledige kostengegevens over de twintig jaar nog niet ter beschikking zijn, wordt er verondersteld dat de saneringskost vanaf een bepaald jaar constant blijft. Als de investeringskost en de jaarlijkse kosten verdisconteerd worden aan 5% en 3%, wordt er een kost over negen jaar van respectievelijk 1.267.002,46 euro en 1.334.831,19 euro gevonden (Compernelle et al., z.d.). Deze kosten zullen ook gebruikt worden in de drie verschillende economische analyses. Leukemie gaat nog steeds gepaard met 16,3 DALYs en één DALY is nog altijd 78.501 euro waard, zoals in de vorige economische analyses ook al werd aangehaald. Deze cijfers zijn gebaseerd op de studie van Torfs (2003) en zijn terug te vinden in tabel 10 en tabel 11.

De risico-index kan enkel berekend worden op basis van Vlier-Humaan en niet op basis van de risicowaarden van benzeen in drinkwater. Dit omwille van het feit dat een lineaire relatie tussen risico en blootstelling niet langer verondersteld kan worden omdat hier sprake is van een hoog blootstellingsniveau, namelijk duizend maal hoger dan in de pluimzone (Baker & Nieuwenhuijsen, 2008; Crettaz et al., 2002; OVAM, 2004a & Torfs, 2003).

Tabel 42 biedt een zicht op de kost per vermeden DALY over een periode van negen jaar. Door het installeren van pump & treat in de kernzone konden op negen jaar tijd 20,212 DALYs vermeden worden en kon de risico-index teruggedrongen worden van 1,31 naar 0,07. De kost die hiermee

gepaard ging, is 1.267.002,46 euro (Compernelle et al., z.d.). Dit zorgt voor een kost per vermeden DALY van 62.685,66 euro. De vermeden DALYs worden berekend op basis van formule 15 en de potentieel vermeden kost wordt bepaald aan de hand van formule 17. Deze methoden worden uitgebreid besproken in hoofdstuk 4, deel 2 en deel 3. Het resultaat wordt bekomen door de potentieel vermeden kosten te verminderen met de saneringskosten. Het resultaat van de kosten-batenanalyse waarbij de DALYs monetair gewaardeerd worden, is positief. Dit wijst erop dat saneren via pump & treat in de kernzone een goede beslissing is geweest indien rekening wordt gehouden met de risico's voor de menselijke gezondheid ten gevolge van een blootstelling aan benzeen.

Tabel 42: Kosten-effectiviteitsanalyse en kosten-batenanalyse 1 in kernzone, r=5%

Concentratie	RI	DALY	RI* DALY	Vermeden DALY	Kost per vermeden DALY (5%)	Potentieel vermeden kost	Resultaat (5%)
124 mg/l	1,31	16,3	21,353	-	-	-	-
14 mg/l	0,07	16,3	1,141	20,212	$\frac{1.267.002,46}{20,212}$ = 62.685,66	1.586.662,21	319.659,75

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compernelle et al., z.d.)

Volgens de studie van Torfs (2003) is één DALY 78.501 euro waard. Dit is mogelijk een overschatting aangezien het verschil met de gezondheidskosten uit de studie van Pacolet et al. (2011) groot is. Daarom wordt er hier een soort van sensitiviteitsanalyse toegepast om te kijken hoeveel de waarde van één DALY mag verminderen zodat het resultaat nog net positief blijft. Als één DALY 62.685,66 euro waard is, zal het resultaat nul worden. Dit betekent dat de potentieel vermeden kost gelijk is aan de saneringskost. De waarde kan gevonden worden door de saneringskost te delen door het aantal vermeden DALYs, wat in tabel 42 terug te vinden is in de kolom kost per vermeden DALY.

Tabel 43 laat de kosten-batenanalyse zien waar een afweging van de gezondheidskost en saneringskost wordt gemaakt. De gezondheidskost die gebruikt wordt, is afkomstig uit de studie van Pacolet et al. (2011) en is terug te vinden in tabel 25. Door het installeren van pump & treat in de kernzone kon op negen jaar tijd de risico-index teruggedrongen worden van 1,31 naar 0,07. De kost die hiermee gepaard ging, is 1.267.002,46 euro (Compernelle et al., z.d.). De baat wordt berekend aan de hand van formule 19; deze methode wordt ook toegepast in hoofdstuk 4, deel 4. Om het resultaat te verkrijgen moet de baat verminderd worden met de saneringskost. In dit geval is het resultaat negatief, wat betekent dat de kosten voor het installeren en operationeel houden van het pump & treat systeem hoger zijn dan de baten, die voortkomen uit het verminderde blootstellingsrisico voor de menselijke gezondheid.

Tabel 43: Kosten-batenanalyse 2 in kernzone, r=5%

Concentratie	RI	Gezondheidskost	Gezondheidskost*RI	Baat	Resultaat (5%)
124 mg/l	1,31	62.267,81	81.570,83	-	-
14 mg/l	0,07	38.227,03	2.675,89	78.894,94	1.188.107,52

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compnolle et al., z.d.)

De gezondheidskost van 79.471,26 (cf. tabel 25) uit de studie van Pacolet et al. (2011) kan een onderschatting zijn. Zoals eerder al aangehaald in de literatuurstudie (cf. pagina 49) worden in deze kost niet alle elementen opgenomen. Zo worden bijvoorbeeld de kosten gerelateerd aan chirurgische ingrepen en de kosten die gepaard gaan met de terminale fase niet opgenomen. Ook de bepaling van de niet-medische kosten ten laste van de patiënt zijn mogelijk onderschat. De geobserveerde steekproef is erg beperkt, waardoor de representativiteit en veralgemeenbaarheid in vraag gesteld kan worden. Daarom lijkt het nuttig hier een soort van sensitiviteitsanalyse toe te passen. Bedoeling is om te weten te komen hoe hoog de jaarlijkse gezondheidskost moet zijn zodat het resultaat positief wordt; dus zodat de baat hoger is dan saneringskost. De nieuwe gezondheidskost (=X) wordt bepaald aan de hand van volgende formule:

$$\frac{1,31}{1,05^5} X - \frac{0,07}{1,05^{15}} X$$

$$= 1.267.002,46$$

(Formule 21)

Als formule 21 wordt uitgerekend, wordt een gezondheidskost van 1.276.257,78 euro gevonden. De gezondheidskosten moeten dus minstens 1.276.257,78 euro bedragen zodat het resultaat positief wordt en zodat op basis van deze kosten-batenanalyse besluit dat saneren via pump & treat als gunstig wordt beschouwd.

Hoofdstuk 5: Conclusies en aanbevelingen

Om deze masterproef af te sluiten worden in dit hoofdstuk alle conclusies samengevat. Verder zal er in dit hoofdstuk ook ingegaan worden op de mogelijkheden voor verder onderzoek.

Deel 1: Algemeen

Op basis van de op risico-gebaseerde besluitvorming kan nagegaan worden of fytoremediatie vanuit economisch standpunt het beste alternatief was geweest voor Ford Genk voor het saneren in de **pluimzone**. Fytoremediatie wordt afgewogen tegen twee andere grondwatersaneringsalternatieven, namelijk natuurlijke attenuatie en pump & treat. Bij de op risico-gebaseerde economische analyses in deze masterproef wordt rekening gehouden met het blootstellingsrisico voor werknemers ten gevolge van de benzeenverontreiniging. Dit wordt gedaan door een risico-index op te nemen in de economische analyses. Deze risico-index wordt bepaald op twee manieren, namelijk via een formule die gebaseerd is op risicowaarden in drinkwater en via het softwareprogramma Vlier-Humaan, dat rekening houdt met een verontreiniging van het grondwater.

De drie toegepaste op risico-gebaseerde economische analyses zijn een kosten-effectiviteitsanalyse, een kosten-batenanalyse waarbij monetair gewaardeerde DALYs worden afgewogen tegen de saneringskosten (op basis van de studie van Torfs (2003)) en een kosten-batenanalyse waarbij de gezondheidskosten vergeleken worden met de saneringskosten (op basis van de studie van Pacolet et al. (2011)). De risico-index verkregen via Vlier-Humaan is veel kleiner dan de risico-index die berekend wordt op basis van risicowaarden in drinkwater. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat er voor een verontreiniging van drinkwater strengere normen gelden, waardoor de berekende risico-index hoger zal zijn dan bij een verontreiniging van grondwater. Tabel 44 geeft een overzicht van de mogelijke aanbevelingen voor Ford Genk voor het saneren in de pluimzone. Opvallend in tabel 44 is dat natuurlijke attenuatie de meest aanbevolen techniek is voor Ford Genk voor het saneren in de pluimzone. Dit kan verklaard worden door het feit dat de verontreinigingsconcentratie in de pluimzone erg laag is. Er is dus slechts een beperkt risico voor de menselijke gezondheid, waardoor er niet gesaneerd diende te worden in de pluimzone.

Tabel 44: Overzicht aanbevelingen Ford Genk voor saneren pluimzone

t	Pluimzone					
	Kosten-effectiviteitsanalyse		Kosten-batenanalyse 1		Kosten-batenanalyse 2	
	Drinkwater	Vlier-Humaan	Drinkwater	Vlier-Humaan	Drinkwater	Vlier-Humaan
5	NA	NA	P&T	NA	NA	NA
10	NA	NA	Fyto	NA	NA	NA
15	NA	NA	Fyto	NA	NA	NA
20	NA	NA	NA	NA	NA	NA

(Bron: eigen opstelling)

De **kosten-effectiviteitsanalyse** toont een overzicht van de kost per vermeden DALY voor de drie grondwatersaneringsalternatieven en voor de verschillende tijdsperioden. De conclusie op basis van deze kosten-effectiviteitsanalyse is dat natuurlijke attenuatie steeds de laagste kost per vermeden DALY oplevert. Hieruit kan besloten worden dat natuurlijke attenuatie vanuit economisch perspectief beter was geweest voor Ford Genk voor het saneren in de **pluimzone**. Deze conclusie is onafhankelijk van de beschouwde tijdsperiode, van de gebruikte discontovoet (5% of 3%) en van de toegepaste methode waarop de risico-index wordt bepaald (d.i. via risicowaarden in drinkwater of via Vlier-Humaan). Indien de risico-index berekend wordt via Vlier-Humaan zal de kost per vermeden DALY beduidend hoger zijn dan wanneer de risico-index bepaald wordt op basis van risicowaarden in drinkwater. Hierboven werd reeds aangehaald dat er voor drinkwater strengere normen van toepassing zijn, waardoor deze risico-index logischerwijze hoger zal zijn. Een hogere risico-index zorgt voor meer DALYs die vermeden kunnen worden door het toepassen van een bepaalde saneringstechniek. Hoe hoger het aantal vermeden DALYs, hoe lager de kost per vermeden DALY uiteindelijk zal zijn.

De **eerste kosten-batenanalyse** vergelijkt de saneringskosten met de potentieel vermeden kosten. Deze potentieel vermeden kosten worden bepaald door een monetaire waardering toe te kennen aan het aantal vermeden DALYs. Het aantal DALYs dat gepaard gaat met het krijgen van leukemie en de economische waarde van één DALY komen uit de studie van Torfs (2003). Deze kosten-batenanalyse geeft een overzicht van het resultaat (d.i. de potentieel vermeden kosten verminderd met de saneringskosten) voor de drie grondwatersaneringsalternatieven en voor de verschillende tijdsperioden. De conclusie is afhankelijk van de methode waarop de risico-index bepaald wordt. Zo geldt bij een risico-index op basis van Vlier-Humaan dat natuurlijke attenuatie, onafhankelijk van de beschouwde tijdsperiode en van de gebruikte discontovoet (5% en 3%), vanuit economisch perspectief beter was geweest voor Ford Genk voor het saneren in de **pluimzone**. Bij een risico-index op basis van risicowaarden in drinkwater is de conclusie minder eenduidig. De aan te bevelen saneringstechniek verschilt voor de verschillende tijdsperioden. De gebruikte discontovoet (5% en 3%) beïnvloedt ook hier de conclusie niet. Indien gekeken wordt

naar een saneringsperiode van vijf jaar, had Ford Genk economisch gezien het best geopteerd voor pump & treat in de pluimzone. Ford Genk zou economisch gezien het best fytoremediatie toegepast hebben in de pluimzone indien een saneringsperiode van tien of vijftien jaar in rekening wordt gebracht. Voor een saneringsperiode van twintig jaar zou natuurlijke attenuatie in de pluimzone vanuit economisch standpunt de beste optie geweest zijn.

Hierboven werd al aangehaald dat er voor drinkwater strengere normen van toepassing zijn, waardoor deze risico-index en het aantal vermeden DALYs logischerwijze hoger zal zijn. Hoe hoger het aantal vermeden DALYs voor een bepaald saneringsalternatief, hoe hoger het uiteindelijke resultaat voor dat bepaalde alternatief zal zijn. De analyse met een risico-index op basis van risicowaarden in drinkwater levert een positief resultaat op voor de drie saneringstechnieken en voor de verschillende tijdsperioden. De analyse met een risico-index op basis van Vlier-Humaan heeft echter een negatief resultaat voor alle saneringstechnieken en gedurende alle tijdsperioden tot gevolg. Een mogelijke verklaring hiervoor is de lage risico-index, die leidt tot een laag aantal vermeden DALYs. Hierdoor zullen de potentieel vermeden kosten laag blijven waardoor de mogelijkheid ontstaat dat deze potentieel vermeden kosten de saneringskosten niet kunnen dekken.

De **tweede kosten-batenanalyse** vergelijkt de saneringskosten met de vermeden gezondheidskosten. De vermeden gezondheidskosten, ook wel baten genoemd, worden bepaald op basis van de studie van Pacolet et al. (2011). Deze kosten-batenanalyse geeft een overzicht van het resultaat (d.i. de baten verminderd met de saneringskosten) voor de drie grondwatersaneringsalternatieven en voor de verschillende tijdsperioden. De conclusie op basis van deze kosten-batenanalyse is dat natuurlijke attenuatie steeds de hoogste netto baat (d.i. het hoogste resultaat) oplevert. Hieruit kan besloten worden dat natuurlijke attenuatie vanuit economisch perspectief beter was geweest voor Ford Genk voor het saneren in de **pluimzone**. Deze conclusie is onafhankelijk van de beschouwde tijdsperiode, van de gebruikte discontovoet (5% of 3%) en van de toegepaste methode waarop de risico-index wordt bepaald (via risicowaarden in drinkwater of via Vlier-Humaan).

De analyse met een risico-index op basis van risicowaarden in drinkwater levert een positief resultaat (of netto baat) op voor de drie saneringstechnieken en voor de verschillende tijdsperioden. Bij de analyse met een risico-index op basis van Vlier-Humaan is een negatieve netto baat op te merken voor de drie saneringstechnieken en voor de verschillende tijdsperioden. Het verschil kan mogelijk verklaard worden door de strengere normen die verbonden zijn aan een verontreiniging van drinkwater. De strengere normen zorgen er namelijk voor dat de risico-index hoger zal zijn. De hogere risico-index leidt tot hogere vermeden gezondheidskosten ten gevolge van het toepassen van een bepaalde saneringstechniek. Bij de analyse met een risico-index op

basis van Vlier-Humaan zorgt de kleine risico-index er voor dat de vermeden gezondheidskosten de saneringskosten niet kunnen compenseren.

De aanbeveling voor Ford Genk wat betreft het aanpakken van de benzeenverontreiniging in de **pluimzone** verschilt naargelang de op risico-gebaseerde economische analyse die toegepast wordt. Zo dient opgemerkt te worden dat de resultaten van beide kosten-batenanalyses erg verschillen. De resultaten van de eerste kosten-batenanalyse zijn namelijk beduidend hoger dan de resultaten van de tweede kosten-batenanalyse. Bij de eerste kosten-batenanalyse wordt het aantal DALYs in rekening gebracht. Deze DALYs bevatten zowel de kosten die gepaard gaan met het leven met leukemie (d.i. YLD) als de kosten die gepaard gaan met het vroegtijdig overlijden ten gevolge van leukemie (d.i. YLL). De gezondheidskosten van de tweede kosten-batenanalyse houden enkel rekening met de kosten ten gevolge van het leven met leukemie (d.i. YLD). De kosten die gepaard gaan met het vroegtijdig overlijden ten gevolge van leukemie (d.i. YLL) worden niet opgenomen. In de eerste kosten-batenanalyse zijn de potentieel vermeden kosten mogelijk overschat, terwijl in de tweede kosten-batenanalyse de vermeden gezondheidskosten mogelijk onderschat zijn. Dit alles biedt een mogelijke verklaring voor het verschil tussen beide analyses.

Ook voor de verontreiniging in de **kernzone** worden de drie op risico-gebaseerde economische analyses (d.i. kosten-effectiviteitsanalyse en twee kosten-batenanalyses) toegepast. De afname van concentratie is enkel beschikbaar voor het pump & treat scenario, waardoor een vergelijking met de twee andere grondwatersaneringsalternatieven niet mogelijk is. De conclusie voor Ford Genk wat betreft het aanpakken van de benzeenverontreiniging in de kernzone verschilt naargelang de op risico-gebaseerde economische analyse die toegepast wordt. De conclusie is onafhankelijk van de gebruikte discontovoet (5% of 3%).

Het resultaat van de eerste kosten-batenanalyse waarbij de DALYs monetair gewaardeerd worden, is positief. Dit wijst erop dat saneren via pump & treat in de kernzone een goede beslissing is geweest indien rekening wordt gehouden met de risico's voor de menselijke gezondheid ten gevolge van een blootstelling aan benzeen. Het resultaat van de tweede kosten-batenanalyse waarbij de vermeden gezondheidskosten vergeleken worden met de saneringskosten is echter negatief. Dit betekent dat de kosten voor het installeren en het operationeel houden van het pump & treat systeem hoger zijn dan de baten, die voortkomen uit het verminderde blootstellingsrisico voor de menselijke gezondheid. Op basis van deze op risico-gebaseerde economische analyse lijkt voor Ford Genk het toepassen van pump & treat in de kernzone geen goede beslissing geweest te zijn. Ook hier is er een groot verschil wat betreft de resultaten van beide kosten-batenanalyses. Dit verschil is net zoals bij de analyses in de pluimzone te verklaren door een mogelijke overschatting van de potentieel vermeden kosten (eerste kosten-batenanalyse) en een mogelijke onderschatting van de vermeden gezondheidskosten (tweede kosten-batenanalyse).

Deel 2: Mogelijkheden voor verder onderzoek

Deze masterproef vormt slechts een eerste aanzet tot onderzoek naar op risico-gebaseerde besluitvorming voor de sanering van grondwater voor het Ford Genk praktijkgeval. Er zijn nog verschillende aspecten waarvoor verder onderzoek vereist is.

Een **eerste aanbeveling** voor verder onderzoek betreft de grondwatersaneringsalternatieven. Deze masterproef beperkt zich tot drie alternatieven, maar in de toekomst kan er ook rekening gehouden worden met andere meer innovatieve grondwatersaneringstechnieken.

Een **tweede mogelijkheid** voor verder onderzoek heeft betrekking op het soort risico dat in beschouwing genomen wordt. In deze masterproef wordt enkel rekening gehouden met een risico voor de menselijke gezondheid. Een BTEX-verontreiniging heeft echter niet enkel nadelige gevolgen voor de menselijke gezondheid. Zo dient er ook rekening gehouden te worden met de ecologische risico's voor dieren, milieu en ecosystemen. Verder wordt er in deze masterproef geen rekening gehouden met het verspreidingsrisico van de desbetreffende BTEX-verontreiniging. Dit verspreidingsrisico zit niet vervat in het computerprogramma Vlier-Humaan. Een mogelijkheid is dat natuurlijke attenuatie niet langer een saneringsoptie blijkt, indien rekening wordt gehouden met het verspreidingsrisico.

Een **derde aanbeveling** voor verder onderzoek houdt verband met het economisch perspectief. In deze masterproef worden conclusies getrokken en aanbevelingen gegeven op basis van economische analyses. Bij het trekken van conclusies en het schrijven van aanbevelingen voor Ford Genk kan ook rekening gehouden worden met niet-economische aspecten. Hierbij kan gedacht worden aan technische en sociale factoren. Een bepaald grondwatersaneringsalternatief kan technisch beperkt zijn in bepaalde situaties. Verder kan Ford Genk potentiële en/of huidige werknemers verliezen omwille van een slecht imago veroorzaakt door de BTEX-verontreiniging. Ook dit aspect dient in kaart gebracht te worden wanneer conclusies getrokken worden.

Een **vierde optie** voor verder onderzoek betreft de beschouwde verontreiniging. In deze masterproef wordt enkel gekeken naar de benzeencomponent van de BTEX-verontreiniging. Aangezien de andere drie componenten van BTEX (d.i. toluen, ethylbenzeen en xyleen) mogelijk ook nadelige effecten hebben voor mensen, dieren, ecosystemen en het milieu is het nuttig deze componenten ook in beschouwing te nemen. Dit geldt enkel voor de verontreiniging in de kernzone, want door de lage concentraties van verontreiniging in de pluimzone gaan deze drie componenten geen extra risico op leukemie met zich meebrengen voor de werknemers.

Een **laatste mogelijkheid** voor verder onderzoek heeft betrekking op de kosten-batenanalyses. Zoals in deze masterproef wordt aangehaald, zijn de potentieel vermeden kosten (d.i. eerste

kosten-batenanalyse) mogelijk overschat terwijl de gezondheidskosten (d.i. tweede kosten-batenanalyse) mogelijk onderschat zijn. De economische waarde van één DALY en de kost voor het krijgen van leukemie dienen verder onderzocht te worden. In deze masterproef zijn deze cijfers gebaseerd op twee studies, namelijk Torfs (2003) en Pacolet et al. (2011). Er wordt in deze masterproef verondersteld dat DALYs rekening houden met zowel de kost die voorkomt uit het leven met leukemie als de kost die voorkomt uit het sterven aan leukemie. De gezondheidskosten uit de studie van Pacolet et al. (2011) houden enkel rekening met de kost die gepaard gaat met het leven met leukemie. In de toekomst dient dit verschil verder onderzocht te worden zodat beide analyses beter vergeleken kunnen worden. Verder is het ook aan te raden om de gezondheidskosten die bepaald zijn op basis van de studie van Pacolet et al. (2011) opnieuw te bestuderen. In deze studie worden de medische en niet-medische kosten bepaald. De steekproef voor de niet-medische kosten is erg klein, waardoor de representativiteit in het gedrang komt. Verder worden in deze studie niet alle kosten opgenomen, wat de mogelijke onderschatting van de gezondheidskosten kan verklaren.

Lijst van geraadpleegde werken

ACC Geology (2007). *Oriënterend bodemonderzoek (op gronden met risicovolle inrichtingen)*. Opgevraagd op 23 juli, 2011, via <http://www.accgeology.be/OBO.html>.

Aertsens, J., Buekers, J., Broekx, S. & Torfs, R. (2010). Cost of illness & burden of disease relationship: evidence from a broad range of diseases in Germany, studie uitgevoerd voor het HEIMSTA-project, Unit MRG and RMA/2010/05, VITO – Vlaamse instelling voor technologisch onderzoek.

Axtron (2011). *Bodemonderzoeken*. Opgevraagd op 23 juli, 2011, via <http://www.axtron-milieuconsult.be/bodemonderzoek.htm>.

Baker, D. & Nieuwenhuijsen, M.J. (2008). *Environmental epidemiology*. New York: Oxford University Press.

Bardos, R.P., Mariotti, C., Marot, F. & Sullivan, T. (2001). Framework for decision support used in contaminated land management in Europe and North America [Elektronische versie]. *Land contamination & reclamation*, 9, 149-163.

Belgian Cancer Registry (2008). *Cancer incidence in Belgium: 2008*. Opgevraagd op 17 oktober, 2011, via http://kankerregister.nettools.be/media/docs/StK_publicatie.pdf.

Boardman, A.E., Greenberg, D.H., Vining, A.R. & Weimer D.L. (2006). *Cost-Benefit Analysis: concepts and practice*. Upper Saddle River, New Jersey: Pearson Prentice Hall.

Busuttill, D.P. (2008). Prolonged imatinib-induced myelosuppression in chronic myeloid leukaemia with an unusually long survival [Elektronische versie]. *International Journal of Laboratory Hematology*, 30, 68-70.

Chappell, J. (1997). *Phytoremediation of TCE in groundwater using populus*. Opgevraagd op 30 april, 2011, via <http://www.clu-in.org/products/intern/phytotce.htm#3>.

CM – Christelijke mutualiteit (2010). Kankerregister: kankerincidentie in België, enkele feiten. Opgevraagd op 6 januari, 2012, via http://www.cm.be/nl/131/Resources/kankerregister_tcm260-66691.pdf.

Compendium voor de Leefomgeving (2011). *Bodemverontreiniging en bodemsanering: begrippen en definities*. Opgevraagd op 23 juli, 2011, via <http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0260-Bodemverontreiniging-en-bodemsanering%3A-begrippen-en-definities.html?i=3-13>.

Compennolle, T., Van Passel, S., Weyens, N., Vangronsveld, J., Lebbe, L. & Thewys, T. (z.d.). Groundwater remediation and the cost effectiveness of phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation* (ID: 628879 DOI:10.1080/15226514.2011.628879).

Crettaz, P., Pennington, D., Rhomberg, L., Brand, K. & Jolliet, O. (2002). Assessing human health response in life cycle assessment using ED10s and DALYs: part 1 - cancer effects [Elektronische versie]. *Risk Analysis*, 22, 931-946.

De Gelissen, M. (2007). Investeringsanalyse met gevalstudie bij Ford Genk. Eindverhandeling voorgedragen tot het bekomen van de graad Licentiaat in de toegepaste economische wetenschappen major accountancy en financiering voor het academiejaar 2006-2007, Universiteit Hasselt pp. 95

de Hollander, A.E.M., Melse, J.M., Leuret, E. & Kramers, P.G.N. (1999). An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposures [Elektronische versie]. *Epidemiology*, 10, 606-617.

De Smedt, D., Bakker, M. & Annemans, L. in opdracht van Universiteit Gent (2008). *Gezondheidsconferentie voeding & beweging: kosteneffectiviteitsstudie*. opgevraagd op 14 december, 2011, via <http://www.vigez.be/uploads/documentenbank/58ebe54b792f673bef5db894f13aea59.pdf>.

De Witte, T., Schattenberg, A., De Vries, F., Hustinx, T.H., Hoogenhout, J. & Reekers, P. (1987). Allogene beenmergtransplantatie ter behandeling van chronische myeloïde leukemie [Elektronische versie]. *Ned Tijdschr Geneeskd*, 46, 2077-2081.

Duurzaam industrieel bouwen (2008). *Biomassa*. Opgevraagd op 22 augustus, 2011, via <http://www.west-vlaanderen.be/ondernemen/dib/energie/hernieuwbareenergie/Pages/biomassa.aspx>.

Eggermont, K. (2009). *T0023_PRO-Richtlijn_BOFAS_Addendum_Bijlage 3*. Opgevraagd op 20 december, 2011, via http://www.bofas.be/docs/protocollen/richtlijn/T0023_PRO_Richtlijn_BOFAS_Addendum_Bijlage%2003_v1.pdf.

EMIS (2009). *Concept natuurlijke attenuatie*. Opgevraagd op 14 augustus, 2011, via <http://www.emis.vito.be/techniekfiche/concept-natuurlijke-attenuatie>.

Environmental resources management (2003). *Ecotoxicologisch onderzoek: Gebruik van onderhoudsbaggerspecie voor de aanleg van ecologische dijken*. Opgevraagd op 14 april, 2011, via http://www.landscapingwithsediments.be/download/B07_Rapport%20Ecotoxicologisch%20onderzoek.pdf.

EPA – Environmental Protection Agency (1996). *Pump & treat ground-water remediation: a guide for decision makers and practitioners*. Opgevraagd op 14 augustus, 2011, via <http://www.qedenv.com/files/Introduction%20to%20Pump%20&%20Treat%20Remediation.pdf>.

EPA – Environmental Protection Agency (2001a). *A citizen's guide to phytoremediation*. Opgevraagd op 8 september, 2011, via <http://www.epa.gov/tio/download/citizens/citphyto.pdf>.

EPA – Environmental Protection Agency (2001b). *A citizen's guide to pump & treat*. Opgevraagd op 14 augustus, 2011, via http://www.clu-in.org/download/citizens/pump_and_treat.pdf.

EPA – Environmental Protection Agency (2001c). *Monitored natural attenuation: USEPA research program – an EPA science advisory board review*. Opgevraagd op 5 januari, 2012, via <http://www.clu-in.org/download/remed/eec01004.pdf>.

Ezendam, J., de Klerk, A., Cassee, F.R., Fokkens, P.H.B., Park, M.V.D.Z., van Loveren, H. & de Jong, W.H. (2007). Immune effects of respiratory exposure to fragrance chemicals [Elektronische versie]. *RIVM report*.

Ford Genk. (1998). Remediation project.

Fox-Rushby, J.A. & Hanson, K. (2001). Calculating and presenting disability adjusted life years (DALYs) in cost-effectiveness analysis [Elektronische versie]. *Health policy and planning*, 16, 326-331.

Gerhardt, K.E., Huang, X.D., Glick B.R. & Greenberg B.M. (2009). Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: potential and challenges [Elektronische versie]. *Plant science*, 176, 20-30.

Goldstein, B.D. (2010). Benzene as a cause of lymphoproliferative disorders [Elektronische versie]. *Chemico-Biological interactions*, 184, 147-150.

Goovaerts, L., Lookman, R., Vanbroekhoven, K., Gemoets, J. & Vrancken, K. (2007). *Beste beschikbare technieken (BBT) bij het uitvoeren van bodemsaneringsprojecten en bij grondreinigingscentra*. Opgevraagd op 14 april, 2011, via <http://www.emis.vito.be/bbt-bij-het-uitvoeren-van-bodemsaneringsprojecten-en-bij-grondreinigingscentra>.

Hardisty, P.E. & Özdemiroglu, E. (2005). *The economics of groundwater remediation and protection*. Boca Raton, Florida: CRC Press.

Herens, C., Tassin, F., Lemaire, V., Beguin, Y., Collard, E., Lampertz, S., Croisiau, C., Lecomte, M., De Prijk, B., Longrée, L. & Koulischer, L. (2000). Deletion of the 5'-ABL region: a recurrent anomaly detected by fluorescence in situ hybridization in about 10% of Philadelphia-positive chronic myeloid leukaemia patients [Elektronische versie]. *British Journal of Haematology*, 110, 241-216.

Jennings, A.A., Ph.D., P.E. & Asce, M. (2009). Statistical analysis of BTEX surface soil regulatory guidance values [Elektronische versie]. *Journal of Environmental Engineering*, 135, 723-736.

Johnson, G.T., Harbison, S.C., McCluskey, J.D. & Harbison, R.D. (2009). Characterization of cancer risk from airborne benzene exposure [Elektronische versie]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 55, 361-366.

Khadam, I.M. & Kaluarachchi, J.J. (2003). Applicability of risk-based management and the need for risk-based economic decision analysis at hazardous waste contaminated sites [Elektronische versie]. *Environment International*, 29, 503-519.

Koehler, A. (2008). Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources [Elektronische versie]. *Internal journal of lifecycle assessment*, 13, 451-455.

Lemming, G., Friis-Hansen, P. & Bjerg, P.L. (2010). Risk-based economic decision analysis of remediation options at a PCE-contaminated site [Elektronische versie]. *Journal of environmental management*, 91, 1169-1182.

López, E., Schuhmacher, M. & Domingo, J.L. (2008). Human health risks of petroleum-contaminated groundwater [Elektronische versie]. *Environmental science and pollution research*, 15, 278-288.

Mathers, C., Vos, T. & Stevenson, C. (1999). *The burden of disease and injury in Australia*. Canberra: Australian Institute of Health and Welfare.

Mathers, C.D., Lopez, A.D., Ezzati, M., Jamison, D.T. & Murray, C.J.L. (2006). *Global burden of disease and risk factors*. New York: The World Bank and Oxford University Press.

MedicInfo. (2003). *Acute myeloïde leukemie*. Opgevraagd op 17 oktober, 2011, via <http://www.medicinfo.nl/%7B820fb008-34b8-4a02-8b2b-5efa383d63ac%7D>.

Medisch Milieukundigen (2006). *Benzeen*. Opgevraagd op 13 oktober, 2011, via http://www.mmk.be/afbeeldingen/File/Fiche_Benzeen.pdf.

Medisch Spectrum Twente (z.d.). *Bewegingsstoornissen: wat is tremor?* Opgevraagd op 13 oktober, 2011 via <http://www.mst.nl/bewegingsstoornissen/3%20Ziektebeelden/03%20Tremor/>.

Melse, J.M. & Kramers, P.G.N. (1997). *Berekening van de ziektelast in Nederland. Achtergrond document bij VTV-1997; deel III, hoofdstuk 7*. Opgevraagd op 6 januari, 2012, via <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/431501028.pdf>.

National Cancer Institute (2011). *Cancer trends progress report – 2009/2010 update: Person-Years of Life Lost*. Opgevraagd op 14 december, 2011, via http://progressreport.cancer.gov/doc_detail.asp?pid=1&did=2007&chid=76&coid=730&mid=#life.

OVAM – Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest (2004a). *Basisinformatie voor risico-evaluaties: deel 2-uitvoeren van een locatie specifieke humane risico-evaluatie*.

OVAM – Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest (2004b). *Basisinformatie voor risico-evaluaties: deel 3-formularion Vlier-Humaan*.

OVAM - Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest (2009). *Vlaams Reglement rond bodemsanering en bodembescherming*. Opgevraagd op 27 juli, 2011, via <http://www.ovam.be>.

OVAM - Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest (2011). *Onderzoek, sanering en risicobeheer*. Opgevraagd op 23 juli, 2011, via <http://www.ovam.be/jahia/Jahia/pid/1878?lang=null>.

Pacioli. (2005). *Decreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering*. Opgevraagd op 11 mei, 2011, via <http://www.bibf.be/pacioli/Pacioli%20182NL.pdf>.

Pacolet, J., De Coninck, A., Hedebouw, G., Cabus, S. & Spruytte, N. in opdracht van HIVA – Hoger Instituut van de Arbeid & VLK – Vlaamse Liga tegen Kanker (2011). *De medische en niet-medische kosten van kankerpatiënten*. Opgevraagd op 17 oktober, 2011, via <http://hiva.kuleuven.be/resources/pdf/publicaties/R1407.pdf>.

Peer, W.A., Baxter, I.R., Richards, E.L., Freeman, J.L. & Murphy, A.S. (2005). *Phytoremediation and hyperaccumulator plants*. Opgevraagd op 22 augustus, 2011, via <http://naturalsystems.uchicago.edu/naturalsystems/class/GMO/Peer2005.pdf>.

Pivetz, B.E. (2001). *Ground water issue: phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites*. Opgevraagd op 8 september, 2011, via http://www.epa.gov/tio/tsp/download/epa_540_s01_500.pdf.

Provoost, J., Reijnders, L., Swartjes, F., Bronders, J., Seuntjens, P. & Lijzen, J. (2009). Accuracy of seven vapour intrusion algorithms for VOC in groundwater [Elektronische versie]. *Journal of soils and sediments*, 9, 62-73.

Raskin, I., Smith, R.D. & Salt, D.E. (1997). Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment [Elektronische versie]. *Current Opinion in Biotechnology*, 8, 221-226.

Roosma, A., Van Ras, N. & Volkers, B. (2007). *Natuurlijke afbraak: het is niet niks!* Opgevraagd op 14 augustus, 2011, via <http://www.soilpedia.nl/Bikiwiki%20documenten/SKB%20Cahiers/Natuurlijke%20Afbraak%20-%20Het%20is%20niet%20niks!.pdf>.

Rosén, L., Wladis, D. & Ramaekers, D. (1998). Risk and decision analysis of groundwater protection alternatives on the European scale with emphasis on nitrate and aluminium contamination from diffuse sources [Elektronische versie]. *Journal of Hazardous Materials*, 61, 329-336.

Stichting Contactgroep Leukemie (2006). *Infoblad acute myeloïde leukemie*. Opgevraagd op 17 oktober, 2011, via http://www.gezondheid.nl/medische-dossiers/informatie/AcuteLeukemie_SCL.pdf.

Symanski, E., Stock, T.H., Grace Tee, P. & Chan, W. (2009). Demographic, residential, and behavioral determinants of elevated exposures to benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes among the U.S. population: results from 1999-2000 NHANES [Elektronische versie]. *Journal of toxicology and environmental health*, 72, 915-924.

Torfs, R. in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2003/02, VITO – Vlaamse instelling voor technologisch onderzoek. (2003). *Kwantificering van gezondheidsrisico's aan de hand van DALYs en externe gezondheidskosten*.

UMCG - Universitair Medisch Centrum Groningen (z.d.). *Chronische myeloïde leukemie*. Opgevraagd op 5 april, 2012, via <http://www.hematologiegroningen.nl/patienten/content/3CML.htm>.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (2007). *Xylenes (Mixed Isomers)*. Opgevraagd op 13 oktober, 2011, via <http://www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/xylenes.html>.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (2011). *Using phytoremediation to clean up sites*. Opgevraagd op 30 april, 2011, via <http://www.epa.gov/superfund/accomp/news/phyto.htm>.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (2012). *Particulate Matter (PM-10)*. Opgevraagd op 24 maart, 2012, via <http://www.epa.gov/airtrends/aqtrnd95/pm10.html>

Universiteit Hasselt (2009). *Eredocoraat voor milieuprof van de Universiteit Hasselt*. Opgevraagd op 22 augustus, 2011, via [http://www.uhasselt.be/UH/nl/Actueel/Actueel-Nieuws/\(481\)-2009/Eredocoraat-voor-milieuprof-van-de-Universiteit-Hasselt-.html](http://www.uhasselt.be/UH/nl/Actueel/Actueel-Nieuws/(481)-2009/Eredocoraat-voor-milieuprof-van-de-Universiteit-Hasselt-.html).

UNIZO studiedienst – Unie van Zelfstandige Ondernemers (2005). *Bodemsanering vervuilde grond in Vlaanderen*. Opgevraagd op 27 juli, 2011, via http://www.unizo.be/milieuenenergie/images/res153810_1.pdf.

Van Wezel, A.P., Franken, R.O.G., Drissen, E., Versluijs, K.C.W. & Van Den Berg R. (2008). Societal cost-benefit analysis for soil remediation in The Netherlands [Elektronische versie]. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 4, 61-74.

Verbeke, H. (z.d.). *Peilbuizen*. Opgevraagd op 26 juli, 2011, via <http://www.verbeke-geotech.com/nl/peilbuizen>.

Viaene, L. (2006). *Algemene chemie*. Leuven: LannooCampus.

Viscusi, W.K. & Aldy, J.E. (2003). The value of a statistical life: a critical review of market estimates throughout the world [Elektronische versie]. *Journal of Risk and Uncertainty*, 27, 5-76.

VITO - Vlaamse instelling voor technologisch onderzoek (2009). *Haalbaarheidstests voor natuurlijke attenuatie in grondwater*. Opgevraagd op 14 augustus, 2011, via <http://www.vito.be/NR/rdonlyres/C8E8755B-423B-45C2-ABFD-246490806B0B/0/TNSCT030N.pdf>.

VITO - Vlaamse instelling voor technologisch onderzoek (2011). *Bodem: natuurlijke attenuatie*. Opgevraagd op 14 augustus, 2011, via http://www.vito.be/VITO/NL/HomepageAdmin/Home/Bedrijven/Bodem/RisicoWegnemen/p_natuurlijke_attenuatie.htm.

Vlaamse Regering (2006). *Decreet betreffende de bodemsanering en de bodembescherming*.

VLK - Vlaamse Liga tegen Kanker (2008). *Meer weten over Acute leukemie*. Opgevraagd op 17 oktober, 2011, via <http://www.tegenkanker.be/publications>.

VMM - Vlaamse milieumaatschappij (2011). *MIRA: achtergronddocument 2010 Bodem*. Opgevraagd op 20 september, 2011, via http://www.milieurapport.be/Upload/main/miradata/MIRA-T/02_themas/02_15/AG_bodem.pdf.

Waldner, C.L. & Clark, E.G. (2009). Association between exposure to emissions from the oil and gas industry and pathology of the immune, nervous, and respiratory systems, and skeletal and cardiac muscle in beef calves [Elektronische versie]. *Archives of Environmental and Occupational Health*, 64, 6-27.

WHO - World Health Organization (2000). *Air quality guidelines for Europe, second edition*. Opgevraagd op 13 oktober, 2011, via http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/benzene/en/.

WHO - World Health Organization (2003a). *Ethylbenzene in drinking-water*. Opgevraagd op 13 oktober, 2011, via http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/ethylbenzene.pdf.

WHO - World Health Organization (2003b). *Xylene in drinking-water*. Opgevraagd op 13 oktober, 2011, via http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/xylenes.pdf.

WHO - World Health Organization (2004a). *The global burden of disease: 2004 update*. Opgevraagd op 2 november, 2011, via http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/GBD_report_2004update_full.pdf.

WHO - World Health Organization (2004b). *Toluene in drinking-water*. Opgevraagd op 13 oktober, 2011, via http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/toluene/en/.

WHO - World Health Organization (2008). *WHO guide for standardization of economic evaluations of immunization programmes*. Opgevraagd op 21 oktober, 2011, via http://www.who.int/immunization_financing/tools/who_ivb_08_14_en.pdf.

WHO – World Health Organization (2010a). *Benzene*. Opgevraagd op 13 oktober, 2011, via http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/benzene/en/.

WHO - World Health Organization (2010b). *Preventing disease through healthy environments: exposure to benzene – a major public health concern*. Opgevraagd op 13 oktober, 2011, via <http://www.who.int/ipcs/features/benzene.pdf>.

WHO - World Health Organization (2010c). *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. Opgevraagd op 17 oktober, 2011, via http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf.

Young, R.A. (2005). *Determining the economic value of water: concepts and methods*. Washington: Resources for the Future.

Bijlagen

Bijlage 1: Samenstelling eigen bijdrage (medische kosten), Pacolet et al. (2011)	118
Bijlage 2: Niet-medische kostenposten studie Pacolet et al. (2011).....	119
Bijlage 3: Economische analyses met discontovoet van 3%	121
3.1. Gezondheidskosten.....	121
3.2. Kosten grondwatersaneringsalternatief.....	122
3.2.1. <i>Natuurlijke attenuatie</i>	122
3.2.2. <i>Pump & treat</i>	122
3.2.3. <i>Fytoremediatie</i>	123
3.2.4. <i>Overzicht</i>	124
3.3. Pluimzone.....	125
3.3.1. <i>Kosten-effectiviteitsanalyse: kost per vermeden DALY</i>	125
3.3.2. <i>Kosten-batenanalyse 1: afweging gewaardeerde DALYs en kosten van grondwatersaneringsalternatieven</i>	126
3.3.3. <i>Kosten-batenanalyse 2: afweging gezondheidskosten en kosten van grondwatersaneringsalternatieven</i>	127
3.4. Kernzone.....	128
Bijlage 4: Volledig overzicht.....	129
4.1. Kosten-effectiviteitsanalyse	129
4.2. Kosten-baten analyse 1: afweging gewaardeerde DALYs en saneringskosten	131
4.3. Kosten-baten analyse 2: afweging gezondheidskosten en saneringskosten	133

Bijlage 1: Samenstelling eigen bijdrage (medische kosten), Pacolet et al. (2011)

Tabel 45: Samenstelling van de eigen bijdrage in België, in alle fasen

Kostenpost	Omschrijving
1	Terugbetaalbare farmaceutische prestaties
2	Raadplegingen
3	Kosten ziekenhuisverblijf
4	Heelkunde
5	Kinesitherapie
6	Niet-terugbetaalbare diverse kosten, implantaten, erelonen en prestaties
7	Synthesemateriaal
8	Erelonen medische permanentie
9	Speciale prestaties
10	Tandverzorging
11	Niet-terugbetaalbare farmaceutische producten
12	Klinische biologie
13	Radiodiagnose
14	Andere

(Bron: Pacolet et al., 2011)

Bijlage 2: Niet-medische kostenposten studie Pacolet et al. (2011)

Tabel 46: Overzicht opgenomen kostenposten in de studie

Kostenpost	Onderdelen
Professionele hulpverleners	<ul style="list-style-type: none">- Psycholoog- Diëtist
Niet-terugbetaalbare geneesmiddelen	<ul style="list-style-type: none">- Niet-terugbetaalbare geneesmiddelen- Homeopathische geneesmiddelen
Niet-medische professionele hulpverleners	<ul style="list-style-type: none">- Hulp met dienstencheques- Huishoudelijke hulp door gezinshelpster, bejaardenhelpster OCMW- Huishoudelijke hulp door gezins- of bejaardenhelpster vanuit private dienst- Poetshulp van een zelfstandige/OCMW- Boodschappendienst- Warme maaltijden aan huis- Pedicure- Kapster- Klusjesdienst- Vervoersdienst met vrijwilligers- Vervoersdienst met beroepskrachten- Oppas overdag door vrijwilligersdienst- Oppas overdag door beroepskracht- Oppas 's nachts door vrijwilligersdienst- Oppas 's nachts door beroepskrachten- Andere
Verzorgingsmiddelen	<ul style="list-style-type: none">- Incontinentiemateriaal- Onderleggers- Verbanden, kompressen- Ontsmettingsmateriaal- Sondage en stoma- Injectiespuiten

Tabel 46: Overzicht opgenomen kostenposten in de studie (vervolg)

Kostenpost	Onderdelen
Duurzame hulpmiddelen	<ul style="list-style-type: none">- Toiletstoel- Speciaal eetgerij- Speciale matras- Veiligheidsvoorzieningen- Ruggensteun- Bedtafel- Relaxzetels of aangepaste stoelen- Personenalarmsysteem- Ziekenhuisbed –huur- Baxterhouder- Speciaal bedgerief- Hulpmiddelen om te bewegen- Speciale kledij- Pruik- Andere
Woonaanpassingen	<ul style="list-style-type: none">- Huis- Keuken- Trappen- Badkamer- Slaapkamer- Installatie traplift of gewone lift- Andere
Kosten voor de mantelzorger	<ul style="list-style-type: none">- Inkomensverlies mantelzorger- Extra vervoerskosten- Extra kosten voor huishoudelijke hulp- Extra wasbeurten

(Bron: Pacolet et al., 2011)

Bijlage 3: Economische analyses met discontovoet van 3%

3.1. Gezondheidskosten

Tabel 47: Overzicht verdisconteerde gezondheidskost per patiënt (r=3%)

Jaar	t	Gezondheidskost per patiënt (54 maanden)	Gezondheidskost verdisconteerd aan 3%
1999	0	79.471,26	79.471,26
2000	1	79.471,26	77.156,56
2001	2	79.471,26	74.909,28
2002	3	79.471,26	72.727,46
2003	4	79.471,26	70.609,19
2004	5	79.471,26	68.552,61
2005	6	79.471,26	66.555,93
2006	7	79.471,26	64.617,41
2007	8	79.471,26	62.735,35
2008	9	79.471,26	60.908,10
2009	10	79.471,26	59.134,08
2010	11	79.471,26	57.411,73
2011	12	79.471,26	55.739,54
2012	13	79.471,26	54.116,06
2013	14	79.471,26	52.539,87
2014	15	79.471,26	51.009,58
2015	16	79.471,26	49.523,86
2016	17	79.471,26	48.081,42
2017	18	79.471,26	46.680,99
2018	19	79.471,26	45.321,35
2019	20	79.471,26	44.001,31

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Pacolet et al., 2011)

3.2. Kosten grondwatersaneringsalternatief

3.2.1. Natuurlijke attenuatie

Tabel 48: Kosten natuurlijke attenuatie, uitgedrukt in euro, r=3%

Jaar	1999	2000	2001	2002	2003
Jaarlijkse kost = investeringskost	18.821,70	2.708,26	9.384,40	2.741,33	2.194,12
Jaar	2004	2005	2006	2007	2008
Jaarlijkse kost	1.766,63	1.913,49	2.039,99	1.803,49	1.750,87
Jaar	2009	2010	2011	2012	2013
Jaarlijkse kost	1.699,88	1.650,36	1.602,30	1.555,63	1.510,32
Jaar	2014	2015	2016	2017	2018
Jaarlijkse kost	1.466,33	1.423,62	1.382,15	1.341,90	1.302,81
Verdisconteerd totaal					60.059,57

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compennolle et al., z.d.)

Tabel 48 geeft een overzicht van de kosten die gepaard gaan met het saneringsalternatief natuurlijke attenuatie. De som van de totale kosten verdisconteerd naar 1999 van het saneringsalternatief natuurlijke attenuatie bedraagt 60.059,57 euro.

3.2.2. Pump & treat

Tabel 49: Kosten pump & treat, uitgedrukt in euro, r=3%

Kosten	1999	2000	2001	2002	2003
Coördinatie	6.548,03	0	0	0	0
Werfinrichting	4.818,01	0	0	0	0
Leidingwerk	3.091,56	0	0	0	0
(De)mobilisatie GWZI	1.653,75	0	0	0	0
Huur en onderhoud GWZI (15m ³ /u)	7.589,76	7.368,7	7.154,07	6.945,7	6.743,4
Verbruik actief kool	7.910,65	7.680,24	7.456,54	7.239,36	7.028,51
Installatie diepwellpompen	2.720,59	2.641,35	2.564,42	2.489,73	2.417,21

Tabel 49: Kosten pump & treat, uitgedrukt in euro, r=3% (vervolg)

Kosten	1999	2000	2001	2002	2003
Huur en onderhoud diepwellpompen <5m ³	2.226,75	2.161,89	2.098,92	2.037,79	2.967,65
Huur en onderhoud diepwellpompen >5m ³	1.785,83	1.733,81	1.683,31	1.634,28	0
Verhanging	0	892,91	866,91	841,66	408,57
Verdisconteerd 1999	38.344,92	22.478,9	21.824,18	21.188,52	19.565,35
Totaal	123.401,87 + monitoringkost = 123.401,87 + 60.059,57 = <u>183.461,43</u>				

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compennolle et al., z.d.)

Tabel 49 geeft een overzicht van de kosten die gepaard gaan met het saneringsalternatief pump & treat. De verdisconteerde som van de totale kosten van pump & treat bedraagt 183.461,43 euro.

3.2.3. Fytoremediatie

Tabel 50: Kosten fytoremediatie, uitgedrukt in euro, r=3%

Jaar	Voorbereiding	Planten bomen	Onderhoud	Totaal	Verdisconteerd 1999
1999	13.882,75	11.325,18	744	25.951,92	25.951,92
2000	0	793,25	2.242,33	3.035,58	2.947,17
2001	0	0	0	0	0
2002	0	0	7.598	7.598	6.953,25
2003	0	960,89	0	960,89	853,74
2004	0	0	0	0	0
2005	0	0	0	0	0
2006	0	3.620	4.560	8.180	6.651,09
2007	0	0	0	0	0
2008	0	0	0	0	0
Totaal	43.357,16 + 60.059,57 = <u>103.416,73</u>				

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compennolle et al., z.d.)

Tabel 50 geeft een overzicht van de kosten die gepaard gaan met het saneringsalternatief fyto-remediatie. De som van de totale kosten verdisconteerd naar 1999 van dit saneringsalternatief bedraagt 103.416,73 euro.

3.2.4. Overzicht

Tabel 51: Verdisconteerde kosten per grondwatersaneringsalternatief, in euro met $r=3\%$

Grondwatersaneringstechniek	Kost verdisconteerd aan 3%
Natuurlijke attenuatie	
0 jaar	18.821,70
5 jaar	37.616,43
10 jaar	46.824,15
15 jaar	54.609,08
20 jaar	60.059,57
Pump & treat	
0 jaar	57.166,62
5 jaar	161.018,30
10 jaar	170.226,02
15 jaar	178.010,95
20 jaar	183.461,44
Fyto-remediatie	
0 jaar	44.773,62
5 jaar	74.322,50
10 jaar	90.181,31
15 jaar	97.966,24
20 jaar	103.416,73

(Bron: eigen verwerking op basis van gegevens Compennolle et al., z.d.)

3.3. Pluimzone

3.3.1. Kosten-effectiviteitsanalyse: kost per vermeden DALY

Tabel 52: Kost per vermeden DALY, r=3%

t	Techniek	RI o.b.v. risicowaarden drinkwater		RI o.b.v. Vlier-Humaan	
		Vermeden DALY	Kost per vermeden DALY (3%)	Vermeden DALY	Kost per vermeden DALY (3%)
5	NA	16,12	2.333,94	0,011875	3.183.112,33
	P&T	33,05	4.872,37	0,02430493	6.624.923,42
	Fyto	24,74	3.004,66	0,0181745	4.089.383,48
10	NA	27,31	1.714,66	0,0200653	2.333.588,33
	P&T	29,56	5.758,91	0,0217279	7.834.444,19
	Fyto	33,65	2.680,21	0,02474992	3.643.701,07
15	NA	33,08	1.650,75	0,02433264	2.244.272,71
	P&T	32,57	5.466,04	0,02395448	7.431.217,46
	Fyto	34,3	2.856,31	0,02523077	3.882.808,17
20	NA	34,06	1.763,13	0,02505799	2.396.823,13
	P&T	33,97	5.400,59	0,02498953	7.341.532,23

(Bron: eigen opstelling)

Als de resultaten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven vergeleken worden gedurende de verschillende tijdsperioden, valt op dat het natuurlijke attenuatie scenario steeds de laagste kost per vermeden DALY zou opleveren. Volgens Boardman et al. (2006) moet er geopteerd worden voor het grondwatersaneringsalternatief dat de laagste kost per vermeden DALY oplevert, want dit alternatief wordt gezien als de meest efficiënte techniek. Zowel na één jaar, na vijf jaar, na tien jaar, na vijftien jaar als na twintig jaar wordt natuurlijke attenuatie voor het Ford Genk praktijkgeval beschouwd als de meest efficiënte saneringstechniek omwille van de laagste kost per vermeden DALY.

3.3.2. Kosten-batenanalyse 1: afweging gewaardeerde DALYs en kosten van grondwatersaneringsalternatieven

Tabel 53: Kosten-baten analyse 1 met waardering van DALYs, r=3%

t	Techniek	RI o.b.v. risicowaarden drinkwater		RI o.b.v. Vlier-Humaan	
		Potentieel vermeden kost in euro	Resultaat in euro (3%)	Potentieel vermeden kost in euro	Resultaat in euro (3%)
5	NA	1.265.211,03	1.227.594,6	927,69	-36.688,74
	P&T	2.594.241,71	2.433.223,41	1.907,96	-159.110,34
	Fyto	1.941.780,06	1.867.457,56	1.426,72	-72.895,78
10	NA	2.143.713,17	2.096.889,02	1.575,15	-45.249
	P&T	2.320.390,66	2.150.166,64	-	-
	Fyto	2.641.331,94	2.551.150,63	1.942,89	-88.238,42
15	NA	2.596.927,52	2.542.318,44	1.910,14	-52.698,94
	P&T	2.556.517,53	2.378.506,58	1.880,45	-176.130,50
	Fyto	2.692.442,02	2.594.475,78	1.980,64	-95.985,60
20	NA	2.674.073,85	2.614.014,28	1.967,08	-58.092,49
	P&T	2.666.726,58	2.483.265,14	1.961,7	-181.499,74

(Bron: eigen opstelling)

Als de resultaten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven vergeleken worden gedurende de verschillende tijdsperiodes, valt op dat de conclusies hetzelfde blijven voor de twee discontovoeten. Verdisconteren aan 3% of 5% maakt dus geen verschil.

3.3.3. Kosten-batenanalyse 2: afweging gezondheidskosten en kosten van grondwatersaneringsalternatieven

Tabel 54: Kosten-baten analyse 2 met waardering van gezondheidseffecten, r=3%

t	Techniek	RI o.b.v. risicowaarden drinkwater		RI o.b.v. Vlier-Humaan	
		Baat	Resultaat (3%)	Baat	Resultaat (3%)
5	NA	90.789,72	53.173,29	66,62	-37.549,81
	P&T	161.992,37	974,07	119,14	-160.899,16
	Fyto	127.036,82	52.714,32	93,36	-74.229,14
10	NA	141.921,44	95.097,29	104,32	-46.719,83
	P&T	150.086,44	-20.139,58	110,35	-170.115,67
	Fyto	164.918,48	74.737,17	121,31	-90.060
15	NA	163.496,15	108.887,07	120,26	-54.488,82
	P&T	161.885,22	-16.125,73	119,08	-177.891,87
	Fyto	167.303,81	69.337,57	123,07	-97.843,17
20	NA	166.692,29	106.632,72	122,62	-59.936,95
	P&T	166.439,64	-17.021,80	122,44	-183.339

(Bron: eigen opstelling)

Als de resultaten van de verschillende grondwatersaneringsalternatieven vergeleken worden gedurende de verschillende tijdsperioden, valt op dat het natuurlijke attenuatie scenario steeds het hoogste resultaat zou opleveren. Economisch gezien zou Ford Genk dus het best kiezen voor het grondwatersaneringsalternatief dat het hoogste resultaat oplevert. Zowel na één jaar, na vijf jaar, na tien jaar, na vijftien jaar en na twintig jaar wordt natuurlijke attenuatie voor het Ford Genk praktijkgeval beschouwd als de meest efficiënte saneringstechniek omwille van het hoogste resultaat.

3.4. Kernzone

Tabel 55 laat zien dat door het installeren van pump & treat in de kernzone op negen jaar tijd 20,212 DALYs vermeden konden worden. Ook kon de risico-index teruggedrongen worden van 1,31 naar 0,07. De kost die hiermee gepaard ging, is 1.334.831,19 euro. Het resultaat van de kosten-batenanalyse waarbij de DALYs monetair gewaardeerd worden, is positief. Dit wijst erop dat saneren via pump & treat in de kernzone een goede beslissing is geweest indien rekening wordt gehouden met de risico's voor de menselijke gezondheid ten gevolge van een blootstelling aan benzeen.

Tabel 55: Kosten-effectiviteitsanalyse en kosten-batenanalyse 1 in kernzone, r=3%

Concentratie	RI	DALY	RI* DALY	Vermeden DALY	Kost per vermeden DALY (3%)	Potentieel vermeden kost	Resultaat (3%)
214 mg/l	1,31	16,3	21,353	-	-	-	-
14 mg/l	0,07	16,3	1,141	20,212	$\frac{1.334.831,19}{20,212}$ = 66.041,52	1.586.662,21	251.831,02

(Bron: eigen opstelling)

Tabel 56 toont de kosten-batenanalyse waarbij een afweging wordt gemaakt tussen de saneringskost en de gezondheidskost over een periode van negen jaar. Door het toepassen van pump & treat in de kernzone kon op negen jaar de risico-index teruggedrongen worden van 1,31 naar 0,07. De kost die hiermee gepaard ging, is 1.334.831,19 euro. In dit geval is het resultaat negatief, wat betekent dat de kosten voor het toepassen van het pump & treat hoger zijn dan de baten, die voortkomen uit het verminderde blootstellingsrisico voor de menselijke gezondheid.

Tabel 56: Kosten-batenanalyse 2 in kernzone, r=3%

Concentratie	RI	Gezondheidskost	Gezondheidskost*RI	Baat	Resultaat (3%)
214 mg/l	1,31	68.552,61	89.803,92	-	-
14 mg/l	0,07	51.009,58	3.570,67	86.233,25	-1.248.597,94

(Bron: eigen opstelling)

Bijlage 4: Volledig overzicht

4.1. Kosten-effectiviteitsanalyse

Tabel 57: Kosten-effectiviteitsanalyse met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater

<i>t</i>	Vermeden DALYs			<i>r</i>	Kost per vermeden DALY		
	<i>NA</i>	<i>P&T</i>	<i>Fyto</i>		<i>NA</i>	<i>P&T</i>	<i>Fyto</i>
0	-	-	-	-	-	-	-
1	5,17	5,17	5,17	5%	4.154,35	13.795,05	9.733,15
				3%	4.164,33	15.928,87	9.753,99
2	9,23	9,23	9,23	5%	3.306,92	10.589,10	6.433,28
				3%	3.350,89	12.309,33	6.483,34
3	14,23	26,81	19,20	5%	2.326,26	4.356,96	3.567,36
				3%	2.365,58	5.129,11	3.619,72
4	14,86	31,96	22,76	5%	2.364,58	4.185,59	3.133,38
				3%	2.413,17	4.982,57	3.187,46
5	16,12	33,05	24,74	5%	2.279,11	4.096,66	2.948,35
				3%	2.333,94	4.872,37	3.004,66
6	13,88	32,74	24,36	5%	2.768,36	4.187,78	3.064,17
				3%	2.847,04	4.977,25	3.129,92
7	16,73	32,08	29,25	5%	2.404,72	4.328,63	2.811,19
				3%	2.485,39	5.142,19	2.903,37
8	25,23	31,11	32,91	5%	1.655,69	4.513,09	2.546,02
				3%	1.719,37	5.360,23	2.635,77
9	27,29	30,81	33,49	5%	1.584,45	4.604,96	2.545,20
				3%	1.653,51	5.469,41	2.641,68
10	27,31	29,56	33,65	5%	1.634,76	4.847,73	2.575,33
				3%	1.714,66	5.758,91	2.680,21
11	28,41	29,14	33,87	5%	1.618,13	4.962,61	2.597,78
				3%	1.706	5.897,57	2.711,26
12	29,54	29,23	34,04	5%	1.599,75	4.990,83	2.622,47
				3%	1.695,46	5.934,20	2.745,09

Tabel 57: Kosten-effectiviteitsanalyse met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater (vervolg)

t	Vermeden DALYs			r	Kost per vermeden DALY		
	NA	P&T	Fyto		NA	P&T	Fyto
13	31,47	30,87	34,19	5%	1.539,94	4.765,70	2.646,07
				3%	1.640,71	5.670,24	2.778,21
14	32,51	31,92	34,30	5%	1.526,34	4.644,73	2.671,47
				3%	1.634,86	5.530,62	2.813,59
15	33,08	32,57	34,30	5%	1.533,01	4.586,43	2.703,48
				3%	1.650,75	5.466,04	2.856,31
16	33,50	33,11	34,30	5%	1.544,97	4.542,20	2.733,99
				3%	1.672,49	5.418,66	2.897,82
17	33,74	33,44	34,34	5%	1.563,80	4.528,14	2.759,29
				3%	1.701,86	5.407,67	2.934,11
18	33,88	33,65	34,34	5%	1.585,34	4.528,02	2.786,92
				3%	1.734,41	5.413,70	2.973,19
19	33,97	33,83	34,34	5%	1.607,58	4.530,94	2.813,25
				3%	1.767,99	5.423,76	3.011,12
20	34,06	33,97	34,34	5%	1.603,17	4.511,59	2.813,25
				3%	1.763,13	5.400,59	3.011,12
21	34,11	34,04	34,34	5%	1.600,97	4.502,72	2.813,25
				3%	1.760,71	5.389,98	3.011,12
22	34,20	34,10	34,34	5%	1.596,59	4.493,88	2.813,25
				3%	1.755,89	5.379,40	3.011,12
23	34,20	34,17	34,34	5%	1.596,59	4.485,08	2.813,25
				3%	1.755,89	5.368,86	3.011,12
24	34,25	34,22	34,34	5%	1.594,41	4.478,09	2.813,25
				3%	1.753,49	5.360,50	3.011,12

(Bron: eigen opstelling)

4.2. Kosten-baten analyse 1: afweging gewaardeerde DALYs en saneringskosten

Tabel 58: Kosten-baten analyse 1 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater

<i>t</i>	Potentieel vermeden kost			<i>r</i>	Resultaat		
	<i>NA</i>	<i>P&T</i>	<i>Fyto</i>		<i>NA</i>	<i>P&T</i>	<i>Fyto</i>
1	405.857,68	405.857,68	405.857,68	5%	384.379,31	334.535,96	355.536,36
				3%	384.327,72	323.503,90	355.428,63
2	724.227,58	724.227,58	724.227,58	5%	693.718,90	626.535,60	664.875,95
				3%	693.313,22	610.665,22	664.414,13
3	1.116.854,09	2.104.317,10	1.507.424,15	5%	1.083.757,77	1.987.523,24	1.438.921,44
				3%	1.083.198,41	1.966.824,90	1.437.916,14
4	1.166.202,21	2.509.029,10	1.786.909,95	5%	1.131.074,23	2.375.250,37	1.715.585,05
				3%	1.130.352,41	2.349.777,43	1.714.354,08
5	1.265.211,03	2.594.241,71	1.941.780,06	5%	1.228.478,38	2.458.858,31	1.868.850,49
				3%	1.227.594,60	2.433.223,41	1.867.457,56
6	1.089.954,13	2.569.754,13	1.912.065,24	5%	1.051.516,52	2.432.665,77	1.837.430,71
				3%	1.050.424,20	2.406.822,33	1.835.829,24
7	1.312.983,91	2.518.471,72	2.296.252,92	5%	1.272.763,25	2.379.600,31	2.214.021,97
				3%	1.271.413,99	2.353.499,93	2.211.325,84
8	1.980.292,36	2.442.437,93	2.583.090,93	5%	1.938.525,38	2.302.020,20	2.499.313,66
				3%	1.936.918,95	2.275.662,65	2.496.360,36
9	2.142.294,23	2.418.812,16	2.629.342,86	5%	2.099.054,65	2.276.921,83	2.544.092,99
				3%	2.097.169,95	2.250.286,01	2.540.861,42
10	2.143.713,17	2.320.390,66	2.641.331,94	5%	2.099.071,11	2.177.097,85	2.554.679,59
				3%	2.097.889,02	2.150.164,64	2.551.150,63
11	2.230.536,32	2.287.802,58	2.658.869,31	5%	2.184.558,57	2.143.174,08	2.570.881,27
				3%	2.182.061,80	2.115.926,19	2.567.037,63
12	2.318.591,68	2.294.875,43	2.671.915,40	5%	2.271.341,84	2.148.974,84	2.582.655,27
				3%	2.268.514,87	2.121.396,75	2.578.481,43
13	2.470.400,16	2.423.241,74	2.684.023,75	5%	2.421.938,80	2.276.129,63	2.593.552,10
				3%	2.418.767,72	2.248.207,43	2.589.034,15
14	2.551.753,16	2.505.853,29	2.692.414,05	5%	2.502.137,98	2.357.587,36	2.600.788,58
				3%	2.498.610,40	2.329.308,66	2.595.914,13
15	2.596.927,52	2.556.517,53	2.692.442,02	5%	2.546.213,46	2.407.152,72	2.599.717,67
				3%	2.542.318,44	2.378.506,58	2.594.475,78

Tabel 58: Kosten-baten analyse 1 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater (vervolg)

t	Potentieel vermeden kost			r	Resultaat		
	NA	P&T	Fyto		NA	P&T	Fyto
16	2.629.990,23	2.599.499,06	2.692.442,02	5%	2.578.229,62	2.449.087,70	2.598.671,12
				3%	2.573.957,53	2.420.064,49	2.593.052,16
17	2.648.358,40	2.624.847,14	2.696.115,66	5%	2.595.601,08	2.473.439,07	2.601.348,05
				3%	2.590.943,54	2.444.030,41	2.595.343,64
18	2.659.379,31	2.641.378,50	2.696.115,66	5%	2.605.672,73	2.489.021,17	2.600.398,79
				3%	2.600.622,56	2.459.219,88	2.594.001,75
19	2.666.726,58	2.655.338,31	2.696.115,66	5%	2.612.115,95	2.502.076,93	2.599.494,74
				3%	2.606.667,01	2.471.876,87	2.592.698,93
20	2.674.073,85	2.666.726,58	2.696.115,66	5%	2.619.463,22	2.513.465,20	2.599.494,74
				3%	2.614.014,28	2.483.265,14	2.592.698,93
21	2.677.747,48	2.671.979,88	2.696.115,66	5%	2.623.136,85	2.518.718,50	2.599.494,74
				3%	2.617.687,91	2.488.518,44	2.592.698,93
22	2.685.094,75	2.677.233,17	2.696.115,66	5%	2.630.484,12	2.523.971,79	2.599.494,74
				3%	2.625.035,18	2.493.771,73	2.592.698,93
23	2.685.094,75	2.682.486,47	2.696.115,66	5%	2.630.484,12	2.529.225,09	2.599.494,74
				3%	2.625.035,18	2.499.025,03	2.592.698,93
24	2.688.768,39	2.686.674,41	2.696.115,66	5%	2.634.157,76	2.533.413,03	2.599.494,74
				3%	2.628.708,82	2.503.212,97	2.592.698,93

(Bron: eigen opstelling)

4.3. Kosten-baten analyse 2: afweging gezondheidskosten en saneringskosten

Tabel 59: Kosten-batenanalyse 2 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater

		Baat			Resultaat		
<i>t</i>	<i>r</i>	<i>NA</i>	<i>P&T</i>	<i>Fyto</i>	<i>Na</i>	<i>P&T</i>	<i>Fyto</i>
1	5%	31.980,49	31.980,49	31.980,49	10.502,12	-39.341,23	-18.340,83
	3%	29.350,01	29.350,01	29.350,01	7.820,05	-53.003,77	-21.079,04
2	5%	56.366,39	56.366,39	56.366,39	25.857,71	-41.325,59	-2.985,24
	3%	52.010,59	52.010,59	52.010,59	21.096,23	-61.551,77	-7.802,86
3	5%	82.720,99	135.699,56	103.675,54	49.624,67	18.905,70	35.172,83
	3%	77.688,84	133.813,86	99.887,90	44.033,16	-3.678,34	30.379,89
4	5%	89.277,23	157.890,81	120.993,14	54.149,25	24.112,08	49.668,24
	3%	83.026,38	157.126,42	117.278,35	47.176,58	-2.125,25	44.722,48
5	5%	97.817,84	162.492,75	130.741,86	61.085,19	27.109,35	57.812,29
	3%	90.789,72	161.992,37	127.036,82	53.173,29	974,07	52.714,32
6	5%	93.011,22	161.593,92	131.112,72	54.573,61	24.505,56	56.478,19
	3%	83.906,66	160.877,63	126.668,31	44.376,73	-2.054,17	50.432,31
7	5%	106.400,25	159.609,24	149.800,73	66.176,59	20.737,83	67.569,78
	3%	97.602,85	158.479,34	147.257,41	56.032,93	-6.492,45	62.330,33
8	5%	137.359,11	156.786,38	162.699,02	95.592,13	16.368,65	78.921,75
	3%	132.354,44	155.012,79	161.908,81	88.981,03	-11.762,49	75.178,24
9	5%	145.277,83	156.348,32	164.776,99	102.038,25	14.457,99	79.527,12
	3%	141.088,04	154.250,45	164.271,84	95.963,76	-14.275,70	75.790,40
10	5%	146.387,76	153.124,28	165.361,42	101.745,70	9.831,47	78.709,07
	3%	141.921,44	150.086,44	164.918,48	95.097,29	-20.139,58	74.737,17
11	5%	150.543,56	152.623,09	166.097,72	104.565,81	7.994,59	78.109,68
	3%	146.560,59	149.130,02	165.779,09	98.086,07	-22.746,37	73.947,41
12	5%	154.393,96	153.573,75	166.613,32	107.144,12	7.673,16	77.353,19
	3%	151.004,83	149.971,72	166.396,07	100.928,02	-23.506,96	72.962,10
13	5%	160.015,83	158.462,56	167.051,99	111.554,47	11.350,45	76.580,34
	3%	157.904,19	155.909,74	166.938,86	106.271,75	-19.124,57	71.949,26
14	5%	162.921,79	161.481,97	167.334,14	113.306,61	13.216,04	75.708,67
	3%	161.522,64	159.637,96	167.298,27	108.379,88	-16.906,67	70.798,35

Tabel 59: Kosten-batenanalyse 2 met RI o.b.v. risicowaarden drinkwater (vervolg)

<i>t</i>	<i>r</i>	Baat			Resultaat		
		<i>NA</i>	<i>P&T</i>	<i>Fyto</i>	<i>Na</i>	<i>P&T</i>	<i>Fyto</i>
15	5%	164.487,01	163.279,77	167.340,51	113.772,95	13.914,96	74.616,16
	3%	163.496,15	161.885,22	167.303,81	108.887,07	-16.125,73	69.337,57
16	5%	165.568,83	164.701,29	167.345,74	113.808,22	14.289,93	73.574,84
	3%	164.890,96	163.710,85	167.308,08	108.585,26	-15.723,72	67.918,22
17	5%	166.156,16	165.519,06	167.450,26	113.398,84	14.110,99	72.682,65
	3%	165.655,72	164.772,25	167.450,26	108.240,86	-16.044,48	66.678,24
18	5%	166.502,20	166.037,65	167.450,26	112.795,62	13.680,32	71.733,39
	3%	166.110,05	165.453,34	167.450,26	107.353,30	-16.705,28	65.336,35
19	5%	166.727,93	166.448,02	167.450,26	112.117,30	13.186,64	70.829,34
	3%	166.409,32	166.005,95	167.450,26	106.349,75	-17.455,49	64.033,53
20	5%	166.934,31	166.762,32	167.450,26	112.323,68	13.500,94	70.829,34
	3%	166.692,29	166.439,64	167.450,26	106.632,72	-17.021,80	64.033,53
21	5%	167.040,77	166.912,20	167.450,26	112.430,14	13.650,82	70.829,34
	3%	166.837,02	166.644,46	167.450,26	106.777,45	-16.816,98	64.033,53
22	5%	167.216,27	167.049,35	167.450,26	112.605,64	13.787,97	70.829,34
	3%	167.093,03	166.838,21	167.450,26	107.033,46	-16.623,23	64.033,53
23	5%	167.227,41	167.174,67	167.450,26	112.616,78	13.913,29	70.829,34
	3%	167.103,44	167.021,35	167.450,26	107.043,87	-16.440,09	64.033,53
24	5%	167.308,77	167.268,44	167.450,26	112.698,14	14.007,06	70.829,34
	3%	167.225,78	167.161,80	167.450,26	107.166,21	-16.299,64	64.033,53

(Bron: eigen opstelling)

Auteursrechtelijke overeenkomst

Ik/wij verlenen het wereldwijde auteursrecht voor de ingediende eindverhandeling:

Op risico-gebaseerde besluitvorming voor grondwatersanering

Richting: **master in de toegepaste economische wetenschappen:
handelsingenieur-technologie-, innovatie- en milieumanagement**

Jaar: **2012**

in alle mogelijke mediaformaten, - bestaande en in de toekomst te ontwikkelen - , aan de Universiteit Hasselt.

Niet tegenstaand deze toekenning van het auteursrecht aan de Universiteit Hasselt behoud ik als auteur het recht om de eindverhandeling, - in zijn geheel of gedeeltelijk -, vrij te reproduceren, (her)publiceren of distribueren zonder de toelating te moeten verkrijgen van de Universiteit Hasselt.

Ik bevestig dat de eindverhandeling mijn origineel werk is, en dat ik het recht heb om de rechten te verlenen die in deze overeenkomst worden beschreven. Ik verklaar tevens dat de eindverhandeling, naar mijn weten, het auteursrecht van anderen niet overtreedt.

Ik verklaar tevens dat ik voor het materiaal in de eindverhandeling dat beschermd wordt door het auteursrecht, de nodige toelatingen heb verkregen zodat ik deze ook aan de Universiteit Hasselt kan overdragen en dat dit duidelijk in de tekst en inhoud van de eindverhandeling werd genotificeerd.

Universiteit Hasselt zal mij als auteur(s) van de eindverhandeling identificeren en zal geen wijzigingen aanbrengen aan de eindverhandeling, uitgezonderd deze toegelaten door deze overeenkomst.

Voor akkoord,

Creemers, Sarah

Datum: **31/05/2012**